



Vanessa Sofia Roseiro Tavares

Licenciada em Engenharia do Ambiente

Análise de Ciclo de Vida dos RU em Destino Final. Caso de Estudo: Aterros e Incineradoras de Portugal.

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Engenharia do Ambiente, perfil de Gestão e Sistemas Ambientais

Orientadores : Prof. Doutor João Miguel Dias Joanaz de Melo,
Professor Auxiliar com Agregação, FCT-UNL
Prof.^a Doutora Maria da Graça Madeira Martinho,
Professora Auxiliar, FCT-UNL

Júri:

Presidente: Doutor Nuno Miguel Ribeiro Videira Costa

Arguente: Mestre Artur João Lopes Cabeças

Vogais: Doutor João Miguel Dias Joanaz de Melo
Doutora Maria da Graça Madeira Martinho



FACULDADE DE
CIÊNCIAS E TECNOLOGIA
UNIVERSIDADE NOVA DE LISBOA

Setembro, 2013

Análise de Ciclo de Vida dos RU em Destino Final. Caso de Estudo: Aterros e Incineradoras de Portugal.

Copyright © Vanessa Sofia Roseiro Tavares, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Universidade Nova de Lisboa

A Faculdade de Ciências e Tecnologia e a Universidade Nova de Lisboa têm o direito, perpétuo e sem limites geográficos, de arquivar e publicar esta dissertação através de exemplares impressos reproduzidos em papel ou de forma digital, ou por qualquer outro meio conhecido ou que venha a ser inventado, e de a divulgar através de repositórios científicos e de admitir a sua cópia e distribuição com objectivos educacionais ou de investigação, não comerciais, desde que seja dado crédito ao autor e editor.

À minha Mãe e Avós.

Agradecimentos

Gostaria de agradecer a todos aqueles que contribuíram, directa ou indirectamente, para a realização desta dissertação, especialmente na instituição de ensino que a FCT-UNL representa.

Em primeiro lugar, gostaria de agradecer ao meu orientador, Professor João Joanaz de Melo, por toda a disponibilidade, motivação e confiança, e à minha co-orientadora Professora Graça Martinho pelo suporte na área dos resíduos.

Ao António Galvão e à Maria de Sousa pela constante disponibilidade para me apoiar e esclarecer, bem como pela troca de ideias e reuniões intermináveis que muito contribuíram para o evoluir deste trabalho, tornando todo o processo mais simples.

Ao Eng.^o Sergio Bastos e à Eng^a Madalena Presumido da Valorsul, e ao Dr. Fernando Leite da Lipor pela possibilidade de colaboração.

E claro, não poderia deixar de agradecer às amigas que conheci na FCT e que, de uma forma ou de outra, se tornaram especiais. Ana Cristina, Diana, Mariana, Marta, Sandra e Susana, muito obrigado por tudo, e essencialmente pela força que me deram nesta fase final do curso. Um obrigado especial à Barradinhas por me ter apresentado ao programa Latex, e por todos os pedaços de vida que partilhámos ao longo destes anos, sempre com a banda sonora das suas palavras infinitas.

Agradeço também ao Gonçalo e ao Miguel pela grande amizade e companhia em muitas sessões de estudo, e à minha brasileira favorita Anisabeu pela companhia em muitas horas de trabalho, corridas de fim de dia na praia e amizade.

Ao Pantufa, por ser o fiel companheiro dos momentos de trabalho solitário, e um amiguinho sem preço.

Ao Luís, um obrigado interminável por todo o apoio emocional e técnico, pela compreensão e carinho. E por não me deixar esquecer daquilo em que acredito.

À minha mãe, pela enorme paciência que teve durante esta fase final do curso, e todo o suporte ao longo destes anos académicos, aos meus avós pelo apoio incondicional, e à minha bisavó Graça que, apesar de já não poder ler estas palavras, será o meu eterno exemplo de vida.

Resumo

A quantidade de resíduos produzidos no País, ou por um sector, é regularmente usada como um indicador de pressão ambiental, representando indicadores pobres. Neste sentido é necessário produzir informação representativa das pressões ambientais no âmbito da gestão de resíduos. O principal objectivo deste estudo consiste em gerar informação homogénea e comparável, relacionada com a gestão de resíduos em Portugal. De modo a concretizar o objectivo proposto, pretende-se elaborar uma ACV associada aos destinos finais de RU em Portugal continental, nomeadamente os aterros sanitários e incineradoras. Consideraram-se 28 aterros em operação em Portugal, e as 2 incineradoras de RU. Através da recolha directa de dados e da utilização do modelo *Ecoinvent*, obtiveram-se os inventários de emissões associados a cada caso de estudo que serviram de base para o cálculo dos indicadores do método Ecoblok.

Este trabalho demonstra que o Ecoblok é uma ferramenta acessível, transversal, e aplicável ao sector dos resíduos. Os indicadores que mais se destacaram, nos sistemas em análise, foram os gases com efeito de estufa e as emissões para a água. No caso dos gases com efeito de estufa, obteve-se resultados de emissões mais elevadas para as incineradoras, na ordem dos 1 000 kg CO_{2e} /t RU incinerado, em detrimento dos aterros sanitários, com emissões na ordem dos 500 kg CO_{2e} /t RU depositado. O cumprimento da meta desvio de RUB de aterro pode conduzir à redução das emissões deste tipo de gases em cerca de 6%. No caso das emissões para a água, são os RU depositados em aterro sanitário que têm emissões associadas mais elevadas, na ordem dos 2 500 kg N_e /t RU depositado. As incineradoras verificam emissões na ordem dos 1 500 N_e /t RU incinerado.

Palavras-chave: Resíduos urbanos; Indicadores de pressão ambiental; Método Ecoblok; Análise de ciclo de vida; Aterro sanitário; Incineradora.

Abstract

The amount of waste produced in a country or from a business sector is regularly used as an environmental pressure indicator, despite being poor indicators. On this scope representative information of the environmental pressures is needed, within waste management. The main objective of this study is to generate homogeneous and comparable information, related with waste management in Portugal. To achieve this goal a LCA is developed for portuguese final destinations of MSW, particularly landfills and waste-to-energy facilities. Twenty eight landfills and two waste-to-energy facilities in operation in Portugal were studied. Through direct data collection and the use of *Ecoinvent* model, emission inventories associated with each case study were generated. Based on this Ecoblok indicators were estimated.

This work proves that Ecoblok is an approachable, transversal tool and applicable to waste management. For the studied systems, greenhouse gas emissions and water emissions were the indicators that stood out. Greenhouse gas emissions were higher in waste-to-energy facilities with 1 000 kg CO_{2e} /t incinerated MSW and landfills had lower emissions around 500 kg CO_{2e} /t landfilled MSW. The decrease of biodegradable municipal waste sent to landfills can lead to about 6% reduction of greenhouse gas emissions. In case of water emissions MSW landfilled have higher emission values, around 2 500 kg N_e /t landfilled MSW. Waste-to-energy facilities emissions are around 1 500 N_e /t incinerated MSW.

Keywords: Municipal Solid Waste; Environmental pressure indicators; Ecoblok method; Life-cycle assessment; Landfill; Waste-to-energy facilities.

Índice

1	Introdução	1
1.1	Enquadramento	1
1.2	Objectivos	3
1.3	Estrutura da dissertação	3
2	Revisão da Literatura	5
2.1	Caracterização dos Resíduos	5
2.2	Gestão de RU em Portugal e na União Europeia	7
2.3	Deposição em aterro	11
2.3.1	Considerações gerais	11
2.3.2	Legislação	12
2.3.3	Infra-estrutura	12
2.3.4	Processos	14
2.3.5	Aterros de RU em Portugal	17
2.4	Valorização energética	18
2.4.1	Considerações gerais	18
2.4.2	Infra-estrutura	19
2.4.3	Processos	20
2.4.4	Incineradoras de RU em Portugal	21
2.5	Pressões ambientais	24
2.6	Análise de Ciclo de Vida	25
2.6.1	Metodologia de ACV	26
2.6.2	Vantagens e limitações	28
2.6.3	<i>Streamlined</i> ACV	29
2.7	Aplicação da ACV à gestão de resíduos	30
3	Metodologia	35
3.1	Definição de objectivo e âmbito de ACV	35
3.2	Cenários	36

3.3	Análise de Inventário	38
3.3.1	Diagramas conceptuais	38
3.3.2	Recolha de dados	40
3.3.3	Ecoinvent	41
3.4	Avaliação de impactes	43
4	Resultados e Discussão	49
4.1	Análise de Inventário	49
4.2	Avaliação de Impactes	52
4.2.1	Emissão de gases de estufa	52
4.2.2	Emissões atmosféricas	54
4.2.3	Emissões para a água e solo	56
4.2.4	Consumo de água, recursos e uso do solo	58
5	Conclusões	61
5.1	Síntese	61
5.2	Limitações	63
5.3	Recomendações	63
5.4	Desenvolvimentos Futuros	63
	Referências Bibliográficas	64
A	Inventários de emissões dos aterros	71
B	Inventários de emissões das incineradoras	75
C	Indicadores do Ecoblock para cada aterro	81
D	Caracterização do efluente pré-tratado do ASO	83

Lista de Figuras

1.1	Resíduos encaminhados para as diferentes operações de gestão em Portugal continental. Fonte: Vilão et al., 2012.	2
2.1	Caracterização física média dos RU em Portugal, em 2011. Fonte: APA, 2013b.	6
2.2	Distribuição dos sistemas de gestão de RU em Portugal continental. Fonte: APA, 2013b.	8
2.3	Hierarquia de gestão de resíduos. Adaptado de APA, 2011b.	10
2.4	Padrão de composição do biogás e do lixiviado nas várias fases do processo de degradação em aterro. Fonte: Adaptado de G. Tchobanoglous, Theisen e Vigil, 1993.	14
2.5	Produção de biogás em aterro. Fonte: adaptado de J. Jensen e Pipatti, 2002.	15
2.6	Esquema da CVE da Lipor. Fonte: “Lipor”, 2013.	22
2.7	Planta da CVE da Valorsul. Fonte: Fornecido pela Valorsul.	23
2.8	Estrutura metodológica de uma ACV segundo a ISO 14040. Fonte: Adaptado de A. A. Jensen et al., 1997.	27
2.9	Comparação entre os processos de incineração e deposição em aterro, segundo a alocação de emissões (1) e a expansão de sistema (2). Fonte: Adaptado de Tillman, Ekvall, Baumann e Rydberg, 1994.	32
3.1	Cenários estudados e respectivas variações consideradas.	36
3.2	Diagrama conceptual de um sistema de deposição em aterro sanitário. . .	38
3.3	Diagrama conceptual de um sistema de incineração.	39
4.1	Proporções de RU encaminhados para as operações de deposição em aterro e incineração.	50
4.2	Emissão de gases de estufa dos aterros sanitários estudados.	54
4.3	Emissões atmosféricas dos aterros sanitários estudados.	55
4.4	Emissões para a água e solo associadas aos aterros sanitários estudados. .	57

4.5	Consumo de água associado aos aterros sanitários estudados.	59
4.6	Consumo de recursos associado aos aterros sanitários estudados.	60
4.7	Uso do solo associado aos aterros sanitários estudados.	60

Lista de Tabelas

2.1	Resíduos urbanos encaminhados para aterro, incineração, reciclagem e compostagem na UE-27. Fonte: “Eurostat”, 2013.	10
2.2	Produção de gás em aterros a partir de RU e fracções específicas. Fonte: Adaptado de White, Franke e Hindle, 1999.	16
2.3	Aterros em exploração em 2011. Fonte: APA, 2013b.	18
2.4	Incineradoras e respectivos aterros de apoio.	22
3.1	Categorias de resíduos incluídas na caracterização portuguesa, à esquerda, e na caracterização do modelo <i>Ecoinvent</i> , à direita.	41
3.2	Equivalência entre as categorias de resíduos portuguesas e as categorias do <i>Ecoinvent</i>	42
3.3	CrITÉrios de cálculo de cada indicador Ecoblok. Fonte: Sousa, 2012.	44
4.1	Caracterização física dos RU recolhidos por cada entidade gestora.	50
4.2	Composição do biogás do ASO ao longo do ano de 2012.	51
4.3	Emissões de GEE associados a cada caso de estudo.	52
4.4	Emissões atmosféricas associados a cada caso de estudo.	55
4.5	Emissões para a água e solo associadas a cada caso de estudo.	56
4.6	Consumo de água, recursos e uso do solo associados a cada caso de estudo.	58
A.1	Inventário de emissões atmosféricas dos 28 aterros portugueses considerados, obtidos no <i>Ecoinvent</i> . Valores médios, máximos e mínimos.	72
A.2	Inventário de emissões para a água dos 28 aterros portugueses considerados, obtidos no <i>Ecoinvent</i> . Valores médios, máximos e mínimos.	73
B.1	Inventário de emissões atmosféricas das incineradoras da Lipor e Valorsul, obtidos no <i>Ecoinvent</i>	76
B.2	Inventário de emissões para a água das incineradoras da Lipor e Valorsul, obtidos no <i>Ecoinvent</i>	77
B.3	Inventário de emissões reportadas pela Lipor em 2011.	78

B.4	Inventário de emissões reportadas pela Valorsul em 2011.	79
C.1	Indicadores para cada um dos 28 aterros considerados. Cenário base 2011.	81
C.2	Indicadores para cada um dos 28 aterros considerados. Cenário PERSU II.	82
D.1	Caracterização do efluente pré-tratado do ASO em 2009.	84
D.2	Caracterização do efluente pré-tratado do ASO em 2010.	85
D.3	Caracterização do efluente pré-tratado do ASO em 2011.	86
D.4	Caracterização do efluente pré-tratado do ASO em 2012.	87



Introdução

O crescimento da população mundial, bem como as mudanças nos hábitos de consumo, têm levado a um aumento significativo da produção de resíduos. Muitas das vezes, os resíduos acabam por ser encarados como um problema, no entanto, há uma tentativa de modificar este paradigma, de modo a que o seu potencial como matéria prima seja valorizado. Neste capítulo, apresenta-se um enquadramento relativamente à temática dos resíduos bem como à motivação e objectivos deste trabalho. Encontra-se também especificada a organização da dissertação, e uma breve descrição relativamente à temática abordada em cada capítulo.

1.1 Enquadramento

A quantidade de resíduos produzidos no País, ou por um sector, é regularmente usada como um indicador de pressão ambiental. No entanto, a simples tonelagem ou classificação dos resíduos são indicadores pobres, uma vez que os efeitos sobre o ambiente dependem da perigosidade, manuseamento, tratamento e destino final dos resíduos. É importante que a informação produzida neste âmbito seja mais representativa das pressões ambientais geradas e siga critérios homogéneos, permitindo assim a sua comparação com outras actividades ou sectores.

As políticas de gestão de resíduos em Portugal têm sofrido rápidas alterações nas últimas décadas, em grande parte devido à influência das políticas europeias. Numa primeira fase, verificou-se uma transição quanto ao tipo de destino final para o qual eram encaminhados os resíduos urbanos (RU). Este período foi marcado pelo primeiro Plano Estratégico para os Resíduos Sólidos Urbanos (PERSU), aprofundado no Capítulo 2.2, que veio ditar o encerramento das lixeiras bem como a construção de infra-estruturas de

tratamento e confinamento adequados de resíduos urbanos. Posteriormente, tem vindo a ser cada vez mais abordada a importância de uma gestão integrada de resíduos. Este tipo de abordagem visa não só a integração de diversas operações de gestão, interligadas entre si, que garantam um circuito mais eficiente de tratamento e eliminação dos RU, como também a re-introdução dos materiais na indústria como matéria-prima. Neste sentido, espera-se que num futuro próximo os resíduos sejam valorizados pelo seu potencial como recurso de matérias primas.

O PERSU estabelece uma hierarquia para as operações de gestão de resíduos, com o intuito de que estes sejam encarados como recursos. Neste contexto, a deposição em aterro deve ser a última opção de gestão, precedida da valorização energética. Ainda assim, em Portugal continental, a deposição em aterro sanitário representa o principal destino dos RU, seguida da valorização energética (incineração). Em 2011, cerca de 58% dos RU produzidos foram depositados em aterro sanitário e 20% foram encaminhados para incineração com recuperação de energia (Vilão et al., 2012). Na figura 1.1 pode verificar-se que estes valores têm variado pouco desde o início do milénio, de modo a que o aterro continua a ser a opção dominante, e conjuntamente com a incineração representam os principais destinos de RU do país.

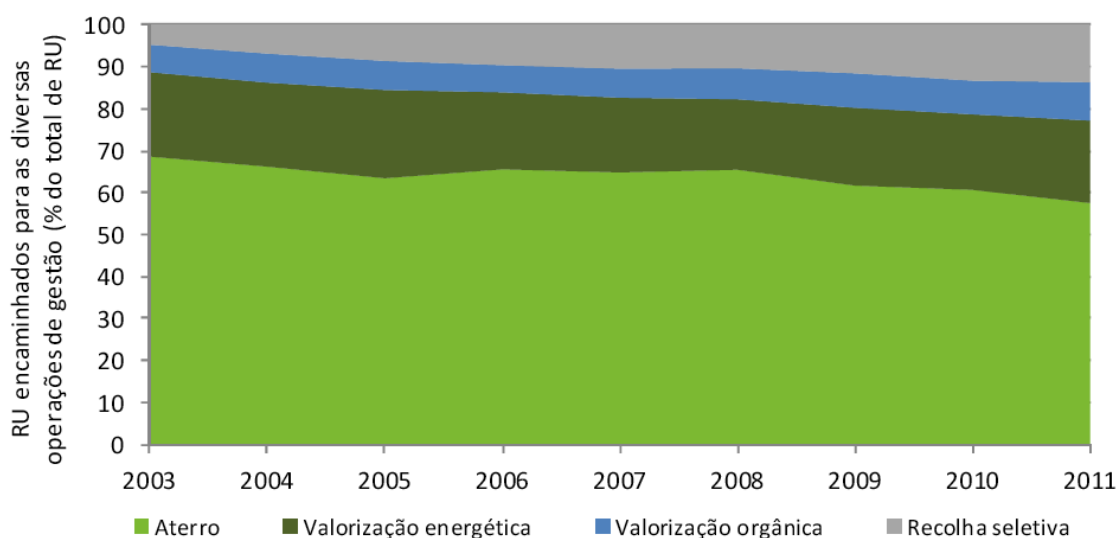


Figura 1.1: Resíduos encaminhados para as diferentes operações de gestão em Portugal continental. Fonte: Vilão et al., 2012.

A hierarquia de gestão de resíduos fornece orientações essenciais acerca das diferentes opções de gestão, no entanto, individualmente, não representa necessariamente um sistema universalmente melhor. Cada sistema de gestão deve ser adequado à realidade em que se insere, uma vez que existem inúmeros factores de variabilidade. Por exemplo, variações geográficas na quantidade e qualidade dos resíduos gerados, na dimensão dos mercados de produtos derivados da gestão de resíduos, e na disponibilidade das operações de gestão. A análise de ciclo de vida (ACV) permite contemplar todas estas

variações, e comparar cada sistema ou processo de gestão de resíduos tendo em conta as suas particularidades (White, Franke e Hindle, 1999).

A ACV é uma ferramenta que contempla as diversas fases do ciclo de vida do produto ou serviço, permitindo obter as pressões ambientais globais associadas ao mesmo. Deste modo, é possível comparar os vários sistemas de gestão de resíduos, ou mesmo etapas específicas de cada um, em termos do seu desempenho ambiental. Uma metodologia de ACV divide-se em quatro etapas principais, desenvolvidas no capítulo 2: definição de objectivo e âmbito; análise de inventário, avaliação de impactos (AICV) e interpretação dos resultados.

Uma vez que as operações de deposição em aterro sanitário e valorização energética são actualmente as mais representativas em Portugal, optou-se por direccionar a análise apenas para este universo. No entanto, as perspectivas são para que esta realidade se altere durante os próximos anos, esperando-se assim que o estudo elaborado contribua esta mudança e para futuras comparações com outro tipo de operações de gestão de resíduos.

1.2 Objectivos

O objectivo principal deste estudo consiste em gerar informação homogénea e comparável, relacionada com a gestão de resíduos em Portugal. Deste modo, possibilita-se a sua utilização por diversos intervenientes no processo de tomada de decisão, reforçando a importância da utilização desta abordagem. Uma vez que existem diversos métodos de AICV, a presente dissertação pretende contribuir para a produção de indicadores transversais aos diversos sectores, através da aplicação do método Ecoblok.

De modo a concretizar o objectivo proposto, pretende-se elaborar uma análise de ciclo de vida associada aos destinos finais de resíduos urbanos em Portugal continental, nomeadamente os aterros sanitários e incineradoras. Pretende-se também estudar a influência que a constituição dos resíduos tem nos indicadores de desempenho, através da modelação de um cenário de cumprimento do Plano Estratégico dos Resíduos Sólidos Urbanos II (PERSU II), relativamente ao desvio de resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) de aterro.

Através da aplicação do método EcoBlok, objectiva-se ainda contribuir para o desenvolvimento desta ferramenta, testar a sua aplicabilidade ao sector dos resíduos, e produzir informação padronizada que possibilita a sua utilização em diversas aplicações.

1.3 Estrutura da dissertação

A presente dissertação encontra-se organizada em cinco capítulos:

1. Introdução

Este capítulo expõe o contexto geral e os objectivos do trabalho desenvolvido, encerrando com uma pequena síntese do documento.

2. Revisão Bibliográfica

Incide nos fundamentos teóricos da temática desenvolvida. Inicia-se com uma descrição da gestão de RU no contexto português e europeu. Posteriormente, são aprofundadas as temáticas da deposição em aterro e valorização energética, em termos da sua caracterização, enquadramento legal e tipo de processos associados. O capítulo finaliza com a descrição da metodologia de ACV e a sua aplicação ao sector dos resíduos.

3. Metodologia

Descreve a metodologia seguida ao longo de todo o processo de elaboração deste trabalho, segundo as várias fases da metodologia de ACV.

4. Resultados e Discussão

O capítulo quatro apresenta os resultados obtidos para ambas as operações estudadas (deposição em aterro e incineração). Este encontra-se dividido segundo cada tipo de indicador, sendo simultaneamente discutidos os resultados de cada caso de estudo ao longo de todo o capítulo.

5. Considerações Finais

São apresentadas as conclusões mais relevantes face ao estudo elaborado. São apresentadas sugestões quanto a desenvolvimentos futuros e apontadas as principais limitações identificadas.



Revisão da Literatura

De modo a elaborar a análise de ciclo de vida dos resíduos urbanos em destino final, foi necessário investigar as bases teóricas de duas grandes áreas: a gestão de RU e a ACV. As pressões ambientais, associadas aos processos de incineração e deposição em aterro, são essencialmente a emissão de gases com efeito de estufa, bem como a produção de lixiviado, no caso dos aterros. A ACV representa uma abordagem holística de avaliação das pressões ambientais associadas a um produto ou serviço, produzindo informação representativa. Este capítulo encontra-se organizado em sete secções, sendo que as secções 2.1 a 2.5 estão enquadradas na temática de gestão de resíduos, e as secções 2.6 e 2.7 dizem respeito à temática de ACV e respectiva aplicação ao sector dos resíduos, respectivamente.

2.1 Caracterização dos Resíduos

Os resíduos apresentam uma grande variabilidade e abrangência, podendo ser classificados segundo a sua origem, na qual é comum distinguir-se as categorias de resíduos agrícolas (RA), resíduos hospitalares (RH), resíduos industriais (RI), resíduos urbanos (RU) e outros tipos de resíduos não considerados nas categorias anteriores, cujas definições se encontram no Decreto-Lei n.º 73/2011. Podem também ser classificados segundo a sua perigosidade, distinguindo-se entre resíduos perigosos, não perigosos e inertes. Todas estas categorias se encontram discriminadas na Lista Europeia de Resíduos LER, aprovada pela Portaria n.º 209/2004.

O Decreto-Lei n.º 178/2006, com a redacção dada pelo Decreto-Lei n.º 73/2011, define resíduo urbano como o resíduo proveniente de habitações bem como outro resíduo

que, pela sua natureza ou composição, seja semelhante ao resíduo proveniente de habitações. Deste modo, além dos resíduos domésticos, podem estar incluídos nesta categoria resíduos comerciais, públicos, industriais ou especiais.

Segundo um relatório publicado recentemente pela Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2013a), a definição de resíduo urbano varia nos diferentes países, reflectindo diferentes práticas de gestão de resíduos. Deste modo, existe uma definição para efeitos de relatórios anuais para a Eurostat que define resíduo urbano como "resíduo produzido principalmente nas habitações, embora estejam também incluídos resíduos semelhantes provenientes de outras fontes como comércio, escritórios e instituições públicas. A quantidade de resíduos urbanos produzidos consiste nos resíduos recolhidos pelas autoridades municipais, ou em seu nome, e tratados através do sistema de gestão de resíduos".

A constituição dos RU varia em função do tipo de actividades que existem na zona de recolha. Uma zona residencial apresenta tipicamente maior percentagem de resíduos fermentáveis e embalagens, enquanto que uma zona comercial apresenta maior percentagem de papel e cartão (Levy e Cabeças, 2006). A amostragem e caracterização física dos resíduos recolhidos é uma importante ferramenta de gestão, pois permite identificar fracções de resíduos valorizáveis e, tendo em conta as taxas de reciclagem nacionais, quantificar as fracções subaproveitadas que continuam a ser encaminhadas directamente para aterro ou incineração. Contribui ainda para estimar as emissões associadas às infra-estruturas de tratamento e deposição de resíduos.

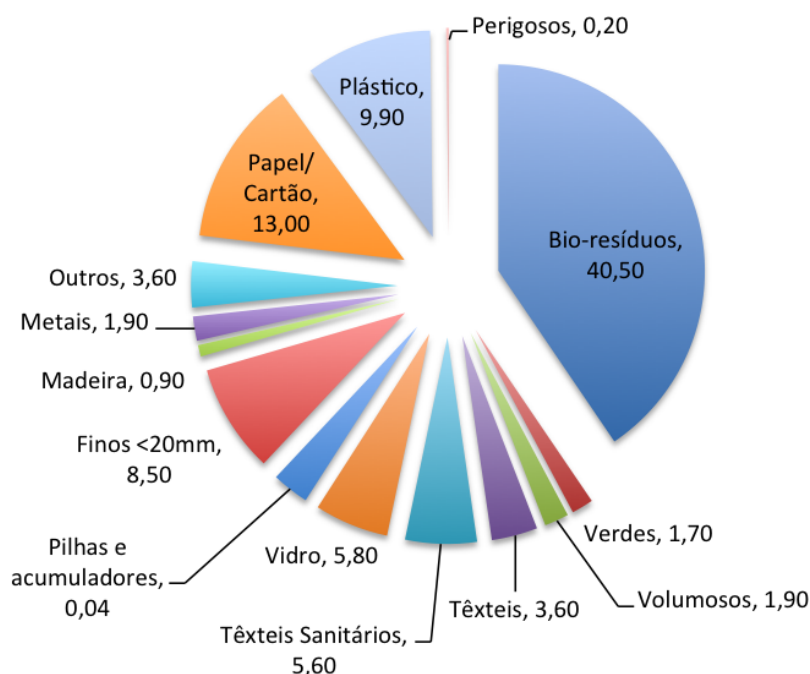


Figura 2.1: Caracterização física média dos RU em Portugal, em 2011. Fonte: APA, 2013b.

Na figura 2.1 apresenta-se a caracterização física média dos RU recolhidos em Portugal no ano de 2011, de acordo com as categorias definidas na Portaria n.º 851/2009, de 7

de Agosto. Pode verificar-se que cerca de 55,2% destes resíduos correspondem a resíduos urbanos biodegradáveis (RUB), onde se incluem as categorias de bio-resíduos, resíduos verdes e papel/cartão. Os RUB são os principais responsáveis pelas emissões de metano associadas aos aterros sanitários. A fracção de bio-resíduos é a que mais contribui para este valor, correspondendo a cerca de 40% dos RU produzidos no país. As categorias de papel/cartão, plástico e finos destacam-se também pelas suas percentagens elevadas, respectivamente com 13%, 9,9% e 8,5%. Por outro lado, verifica-se que as pilhas e acumuladores (0,04%), resíduos perigosos (0,2%), e a madeira (0,9%) são os que se apresentam em menores fracções.

Segundo a Agência Portuguesa do Ambiente (APA, 2013b), cerca de 20% dos resíduos depositados em aterro e 24% dos resíduos valorizados energeticamente, correspondem a resíduos de embalagens que poderiam ser encaminhados para reciclagem. Por esta razão, verifica-se a importância em adoptar fortes medidas que levem à sua recuperação, contribuindo também para o cumprimento das metas estabelecidas no PERSU II.

2.2 Gestão de RU em Portugal e na União Europeia

Portugal apresenta um nível médio de produção de resíduos em comparação com a da União Europeia (UE), cerca de 514 kg per capita em 2010 (EEA, 2013b). Em 2011 foram produzidas 5 159 mil toneladas de RU, valor este 6% inferior a 2010 (APA, 2013b).

Os RU produzidos em Portugal Continental são actualmente geridos por 23 sistemas de gestão, dos quais 12 são multimunicipais e 11 intermunicipais (figura 2.2). A adopção deste tipo de modelos de gestão foi impulsionada pela elaboração do PERSU, em 1997. Na Região Autónoma dos Açores a gestão é da responsabilidade das autarquias ou associações de municípios, e na Região Autónoma da Madeira é assegurada pela Valor Ambiente, Gestão e Administração de Resíduos da Madeira, S.A (APA, 2011c).

Magrinho, Didelet e Semiao, 2006, elaboraram um estudo do sistema de gestão de resíduos português onde descrevem com detalhe a sua estrutura. Estes concluíram que nos últimos anos a gestão de RU tem vindo a mudar positivamente, e sublinham a importância da recolha selectiva na fonte, onde devem também ser abrangidos os resíduos orgânicos. Fazem ainda notar que, apesar de a deposição em aterro sanitário ser o principal método adoptado em Portugal, não havia aproveitamento energético do biogás, à data da elaboração do estudo.

A APA possui um Sistema Integrado de Registo Electrónico de Resíduos (SIRER), através do qual as entidades gestoras reportam anualmente a informação qualitativa e quantitativa referente aos RU, tal como requer o DL n.º 73/2011, de 17 de Junho. O tipo de reporte distingue-se segundo o perfil do estabelecimento em causa: Aterro; Central de Valorização Energética; Central de Valorização Orgânica, dividindo-se em Compostagem, Digestão Anaeróbia ou Compostagem de Verdes; Unidade de Triagem e Unidade de Tratamento Mecânico (APA, 2011c). Os dados reportados pelas entidades permitem à

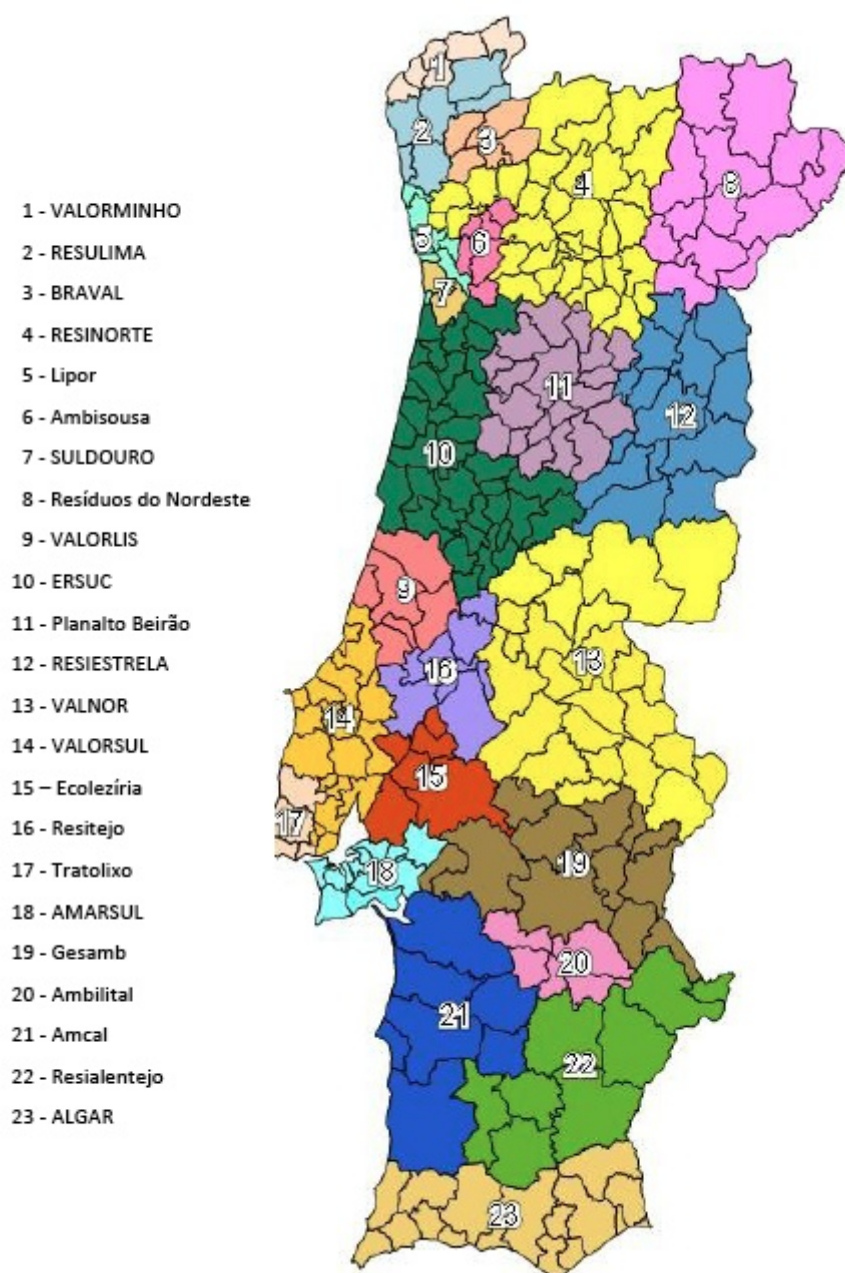


Figura 2.2: Distribuição dos sistemas de gestão de RU em Portugal continental. Fonte: APA, 2013b.

APA publicar relatórios anuais de resíduos urbanos, onde é sintetizada toda a informação, e avaliar o cumprimento de metas previstas no PERSU II.

O primeiro PERSU, publicado em 1997, configurou-se como um instrumento essencial à evolução da política de resíduos em Portugal. Um dos principais sucessos ambientais deste plano foi o encerramento das lixeiras existentes em todo o país, e a sua substituição por infra-estruturas adequadas de valorização e eliminação, e por sistemas de recolha selectiva multimaterial. De modo a manter o plano actualizado, intensificar as políticas de

resíduos e convergir com a Estratégia Nacional para a Redução dos Resíduos Biodegradáveis Destinados aos Aterros (ENRRUBDA), o PERSU sofreu uma revisão que resultou na criação do PERSU II, em 2007 (APA, 2011c e PERSU, 2007). Este segundo plano estabelece metas para o período de 2007 a 2016, e apresenta as seguintes orientações estratégicas (Ribeiro, Castro, Macedo e Carvalho, 2011):

1. Reduzir, reutilizar e reciclar;
2. Separar na fonte;
3. Minimizar a deposição em aterro;
4. Valorização energética da fracção não reciclável;
5. Informações válidas em tempo útil;
6. Sustentabilidade nos sistemas de gestão;
7. Protocolo de Kyoto.

Uma das linhas orientadoras do PERSU II, que expressa vários dos tópicos enumerados, incide na *optimização global e integrada, e de um cada vez menor recurso à deposição em aterro através da maximização da reciclagem e, subsidiariamente, de outras formas de valorização* (PERSU, 2007, p. 28), convergindo com a Directiva 2008/98/EC que introduziu novas perspectivas de gestão de resíduos com base na hierarquia dos resíduos (figura 2.3). Tem-se verificado, no entanto, uma diferença pouco significativa no que respeita à redução dos resíduos urbanos depositados em aterro, como se identificou no capítulo 1 (figura 1.1). O mesmo aconteceu em relação ao cumprimento do primeiro PERSU, que previa uma divisão percentual quase homogénea entre as diversas operações de gestão (compostagem, reciclagem, incineração e aterro), ficando muito aquém dos 63% de resíduos que continuavam a ser encaminhados para aterro no ano de 2005, e das taxas de reciclagem e compostagem de 9% e 7% respectivamente (PERSU, 2007). Estes valores indiciam alguma dificuldade no desvio de resíduos de aterro.

Na tabela 2.1 apresentam-se os quantitativos tratados na União Europeia a 27 (UE-27), para as quatro operações de gestão referidas no parágrafo anterior. Pode verificar-se que entre 1997 e 2011 ocorreu um decréscimo de cerca de 35% dos resíduos encaminhados para aterro, e um aumento de 67% dos resíduos incinerados, tendência que não tem sido acompanhada por Portugal.

Actualmente, na UE-27, cerca de 36% dos resíduos são encaminhados para aterro e 22% para incineração, segundo dados do *Eurostat* relativos ao ano de 2011 (*“Eurostat”, 2013*). Os actuais valores médios europeus aproximam-se mais das perspectivas que o primeiro PERSU definia para Portugal, do que quaisquer resultados nacionais. No entanto, (Ribeiro et al., 2011) concluem que estas metas indicam um caminho de convergência para com a média europeia, desde que se mantenha um trabalho de continuidade.



Figura 2.3: Hierarquia de gestão de resíduos. Adaptado de APA, 2011b.

Tabela 2.1: Resíduos urbanos encaminhados para aterro, incineração, reciclagem e compostagem na UE-27. Fonte: “Eurostat”, 2013.

	1997	1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004	2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011
	milhões de toneladas														
Deposição no solo	140	137	138	139	135	131	124	117	109	108	106	99	96	94	91
Incineração	33	34	36	38	39	41	41	44	47	49	50	51	54	55	56
Reciclagem	28	29	37	37	40	46	47	48	51	53	57	59	62	62	62
Compostagem	16	16	19	23	24	26	26	28	29	31	32	35	35	34	35

De acordo com a Directiva 1999/31/CE, de 26 de Abril, relativa à deposição de resíduos em aterro, os estados-membros devem reduzir a quantidade de resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) enviados para aterro. Portugal atingiu o objectivo proposto para 2006, que exigia uma diminuição de 25% face a 1995, no entanto, os quantitativos encaminhados para este destino já aumentaram desde esse ano (EEA, 2013b). Segundo a (APA, 2013b), as novas unidades de valorização orgânica têm sofrido atrasos no processo de construção e início de funcionamento, facto que justifica os resultados negativos. Outra razão apontada é o facto de ainda não se ter iniciado a produção de combustíveis derivado de resíduos (CDR), prevista para 2009. No início de 2012, apenas oito entidades gestoras possuíam centrais de valorização orgânica (CVO) a funcionar em pleno, mas a grande maioria das restantes previa já a entrada em funcionamento de uma infraestrutura deste tipo. Uma vez que este tipo de resíduos correspondem à maior fracção presente nos RU recolhidos (figura 2.1), esta será uma importante via para reduzir os totais depositados anualmente em aterro.

Outra importante meta, para otimizar a gestão de resíduos em Portugal, prende-se com o aumento da reciclagem e valorização dos resíduos de embalagem (RE), no seguimento das directivas europeias relativas à gestão de embalagens e resíduos de embalagens. O PERSU II estabelece que em 2011, a valorização total de resíduos de embalagem

deve ser superior a 60% e a reciclagem total de RE deve encontrar-se entre 55% e 80%. Ou seja, deveriam ter sido recicladas cerca de 490 881 toneladas de RE, meta que foi alcançada em cerca de 80% (APA, 2013b).

Segundo a Agência Europeia do Ambiente, Portugal terá de fazer esforços redobrados para cumprir as metas estabelecidas pelas directivas europeias (EEA, 2013b). Uma das causas apontadas, para que os resultados não estejam a ser atingidos como esperado, são os baixos valores da taxa de gestão de resíduos (TGR) aplicados à deposição de resíduos em aterro e incineração. A principal estratégia nacional passa pelas novas unidades de tratamento mecânico e biológico (TMB) que, encontrando-se em pleno funcionamento, podem contribuir para uma rápida mudança do sistema de gestão de resíduos urbanos. No entanto, é preciso ter em conta que este tipo de infra-estruturas têm uma grande taxa de rejeitados (Magrinho et al., 2006), sendo a sua eficiência limitada pelo facto de se estar a tratar resíduos indiferenciados (EEA, 2013b). Apesar da abrangente política de gestão de resíduos implementada, a maioria dos resíduos urbanos gerados em Portugal continua a ser enviada para tratamentos de fim de linha.

2.3 Deposição em aterro

2.3.1 Considerações gerais

Um aterro sanitário caracteriza-se, de uma forma generalista, pela entrada de RU e águas pluviais e pela saída de biogás e águas lixiviantes. A deposição em aterro representa um processo de tratamento de resíduos de fim de linha, uma das razões pela qual a UE tem investido em aumentar as taxas de desvio de RU deste tipo de destino, como foi discutido no capítulo 2.2. No entanto, os aterros sanitários são o principal meio de deposição de resíduos sólidos urbanos a nível global (Barlaz, Chanton e Green, 2009), e prevê-se que assim permaneçam nas próximas décadas (Manfredi, 2009).

Nos EUA cerca de 54% dos RU gerados são depositados em aterro sanitário (EPA, 2008). Na Tailândia são uma popular opção, por se considerarem uma alternativa de baixo custo e fácil gestão, no entanto, apenas 10% das infra-estruturas existentes são consideradas adequadas (Wanichpongpan e Gheewala, 2007). No Brasil, cerca de 70% dos RU são encaminhados para aterros e cerca de 20% são encaminhados para os denominados *lixões* (*Plano Nacional de Resíduos Sólidos*, 2011). Na China e na Índia a deposição em aterro (ou muitas vezes lixeiras) é também o método dominante de gestão (Chen, Geng e Fujita, 2010; Sharholy, Ahmad, Mahmood e Trivedi, 2008). Mais de 90% dos RU recolhidos nos países anteriores têm este destino, sendo frequente identificar condições deficientes, e fraca gestão das infra-estruturas (Zhang, Tan e Gersberg, 2010; Sharholy et al., 2008). Hoornweg e Bhada-Tata, 2012, comparam o destino dado aos resíduos entre os países mais ricos (OCDE) e os países africanos (regiões mais pobres), concluindo que os resíduos recolhidos em África são quase exclusivamente depositados em aterros ou lixeiras.

Os aterros sanitários têm sofrido um notável desenvolvimento desde os anos 90, apesar de este desenvolvimento ainda não ter sido implementado em todas as partes do mundo (Manfredi, 2009). A deposição de resíduos no solo pode variar desde lixeiras a instalações modernas de engenharia com gestão de operações, incluindo tecnologias como biorreactores de diferentes tipos. Enfatiza-se assim a importância que esta operação de gestão tem no mundo, e os potenciais impactes globais provenientes de práticas incorrectas da sua gestão. Este tipo de infra-estrutura pode considerar-se um reactor bioquímico, onde ocorre decomposição dos componentes biodegradáveis dos resíduos depositados (Levy e Cabeças, 2006). Assim sendo, deve ser garantido o tratamento dos resíduos, de modo a diminuir a sua quantidade e perigosidade no processo de confinamento. É também importante garantir a gestão adequada dos *outputs*, de forma a controlar as emissões para o meio. Uma ferramenta essencial é a legislação, que no caso nacional se rege também pelas directivas europeias, como se introduz na secção seguinte.

2.3.2 Legislação

Além dos documentos base da gestão de resíduos, já mencionados anteriormente, cada infra-estrutura possui legislação direccionada para abranger as suas especificidades. A designada Directiva Aterros 1999/31/EC, relativa à deposição de resíduos em aterro, representa a principal referência legal neste âmbito. Esta foi transposta para o Decreto-Lei n.º 152/2002, de 23 de Maio, revogado pelo Decreto-Lei n.º 183/2009, de 10 de Agosto, com as alterações introduzidas pelo Decreto-Lei n.º 84/2011, de 20 de Junho, que define aterro sanitário, diferencia as classes de aterros, estabelece o regime jurídico da deposição de resíduos em aterro, o licenciamento jurídico e de operação e manutenção, e exigências técnicas relacionadas com efluentes e monitorização ambiental. Este DL estabelece ainda as metas de desvio de RUB de aterro e as quantidades limite admissíveis. Recentemente, o Decreto-Lei n.º 183/2009 sofreu ainda alterações através do Decreto-Lei n.º 84/2011.

Cada aterro possui ainda licenças ambientais e de exploração afectos à sua infra-estrutura em concreto. Os aterros têm ainda de cumprir exigências impostas no DL n.º 69/200, relativo à Avaliação de Impacte Ambiental (AIA), DL n.º 173/2008 sobre Prevenção e Controlo Integrados da Poluição (PCIP); DL n.º 236/98 relativos às normas de qualidade da água e DL n.º 147/2008 relativo ao regime jurídico de responsabilidade ambiental.

2.3.3 Infra-estrutura

Os aterros convencionais não se baseiam na optimização do processo de degradação de resíduos, geração de lixiviados ou biogás, em vez disso, implementam medidas técnicas para os recolher e gerir (Manfredi, 2009). Genericamente estes possuem um sistema de impermeabilização, de forma a impedir o mais possível a migração de águas lixiviantes para o solo envolvente. Este sistema é constituído por uma barreira passiva e uma

barreira activa. A primeira pode ser um solo natural ou colocado artificialmente, a segunda constitui uma barreira artificial. A barreira activa deve ser constituída por cinco componentes (Levy e Cabeças, 2006):

1. Geocompósito bentónico;
2. Geomembrana;
3. Geotêxtil não tecido;
4. Camada drenante;
5. Sistema drenante de fundo.

Os resíduos depositados são tipicamente compactados a uma densidade de 0,7 a 1 ton/ m^3 , sendo posteriormente cobertos com solo (Manfredi, 2009). Faz ainda parte da construção de um aterro: um sistema de captação e regularização de águas lixiviantes; uma estação de tratamento de águas lixiviantes (ETAL); um sistema periférico de valetas para recolha de águas de escorrência; um sistema de drenagem de biogás e uma unidade de queima de biogás ou estação de valorização energética de biogás. Associada a estes sistemas existe ainda uma rede instalações de apoio (unidade de pesagem, centro de triagem, etc.) e respectivas vias internas. (Levy e Cabeças, 2006)

O Decreto-Lei n.º 236/98, de 1 de Agosto, relativo à descarga de águas residuais abrange também as águas lixiviantes, definindo os valores limite de emissão relativos a vários componentes. A qualidade exigida para o efluente final depende do tipo de ponto de descarga, podendo tratar-se de uma linha de água ou da rede de drenagem municipal. Algumas das ETAL possuem processos de tratamento mais complexos, como osmose inversa, enquanto outras têm circuitos mais simples, uma vez que descarregam para os colectores municipais. As águas lixiviantes são apenas um dos vários pontos a monitorizar num aterro, como se enumera de seguida:

- Águas subterrâneas e superficiais;
- Controlo dos efluentes residuais líquidos - águas lixiviantes;
- Controlo dos efluentes residuais gasosos - biogás;
- Controlo de deposição dos resíduos e exploração do aterro;
- Monitorização global do aterro e zonas envolventes.

Após o encerramento, o controlo de emissões de um aterro deve ainda continuar. Neste sentido, na fase de selagem deve ainda ser implementada uma rede de recolha do biogás que afluí dos vários drenos, uma barreira de impermeabilização, uma camada mineral impermeável, uma camada de drenagem e uma cobertura com material terroso (Braga, 2011).

2.3.4 Processos

O principal processo que ocorre num aterro é a degradação de matéria orgânica, da qual resulta a produção de biogás. Inicialmente a degradação começa por ser aeróbia e dura apenas alguns dias, até que todo o oxigénio contido nos espaços entre os resíduos seja consumido (Manfredi, 2009). Gera-se assim CO_2 , água e calor. Posteriormente, o carbono orgânico degradável é decomposto por bactérias em condições anaeróbias, e transformado em metano, dióxido de carbono e outros componentes (J. Jensen e Pipatti, 2002). Esta etapa é a mais longa, durante a qual ocorre uma sucessão de reacções interdependentes entre si, podendo identificar-se de forma simplificada a hidrólise, acidogénese, acetogénese e metanogénese (Russo, 2006). É possível diferenciar cinco fases de geração de gases num aterro, que têm também influencia directa na formação de lixiviado (figura 2.4):

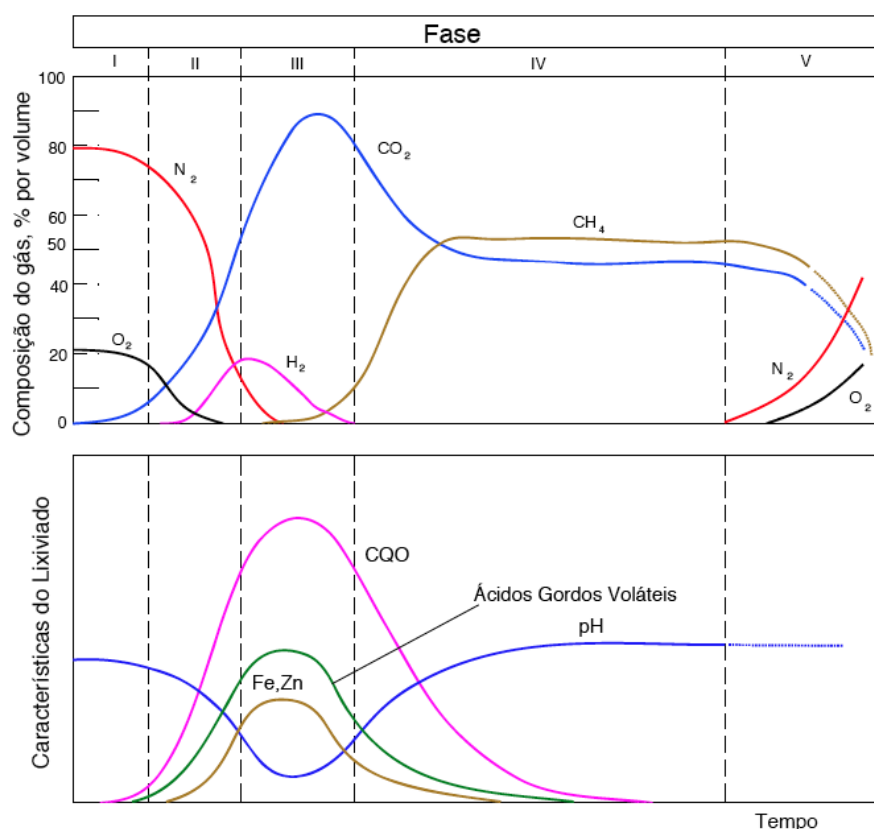


Figura 2.4: Padrão de composição do biogás e do lixiviado nas várias fases do processo de degradação em aterro. Fonte: Adaptado de G. Tchobanoglous, Theisen e Vigil, 1993.

- A fase I corresponde à fase de ajustamento dos microrganismos em ambiente aeróbio. Esta fase dura tipicamente menos de 1 mês, podendo durar mais em aterros de pouca profundidade ou onde há injeção de ar (Lo, 1996).
- Na fase II ocorre a transição para a anaerobiose, ocorrendo diminuição do pH.

- Segue-se a fase III ou fase ácida, onde se inicia a formação de metano e há também formação de dióxido de carbono. Nesta fase o pH do lixiviado é inferior a 5, o que leva à solubilização de constituintes inorgânicos, como os metais pesados, tornando-o mais difícil de tratar devido à inibição microbiana. A fase ácida pode durar vários anos, sendo o lixiviado caracterizado por elevados valores de CBO_5 , tipicamente > 10 g/L, e também um elevado rácio entre o CBO_5 e o CQO, $> 0,7$ (Lo, 1996).
- A fase IV é designada de metânica, devido à fermentação metanogénica que ocorre, verificando-se a estabilização das velocidades de produção e composição do biogás. Esta fase pode durar entre 5 a 50 anos (Tabasaran, 1981). Os valores de pH tornam-se neutros durante este período e, conseqüentemente, as concentrações de CBO_5 e CQO do lixiviado diminuem, assim como a concentração de metais pesados.
- Após a conversão dos componentes rapidamente biodegradáveis ocorre, por fim, a fase de maturação (fase V). Como os substratos que permanecem no aterro são de biodegradabilidade lenta, a produção de biogás diminui bastante. Nesta fase é comum o lixiviado conter ácido fúlvico e húmico, cujo tratamento biológico é difícil. (Russo, 2006, G Tchobanoglous e Kreith, 2002).

A duração de cada uma das fases identificadas pode ser muito variável como demonstra um estudo realizado em aterros de Hong Kong, cujas condições metanogénicas se estabeleceram após cerca de um ano (Lo, 1996). Uma vez que a quantidade e qualidade do biogás variam ao longo do período de vida do aterro (Themelis e Ulloa, 2007, White et al., 1999, J. Jensen e Pipatti, 2002), é necessário extrapolar os valores obtidos em medições directas para a produção total de biogás que integra o período activo do mesmo (White et al., 1999). A figura 2.5 apresenta a curva de produção de biogás ao longo do tempo, decorrido após a deposição dos resíduos.

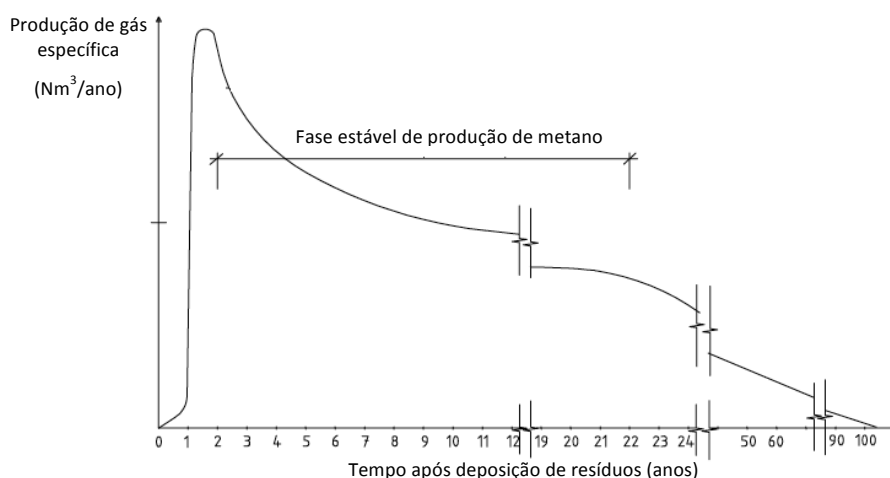


Figura 2.5: Produção de biogás em aterro. Fonte: adaptado de J. Jensen e Pipatti, 2002.

Vários estudos estimaram a geração de biogás por tonelada de RU depositados em aterro, segundo métodos diferentes. Na tabela 2.2 enunciam-se alguns dos resultados. Segundo White et al., 1999, os estudos que usam dados reais são mais apropriados apesar de difíceis de interpretar; os resultados teóricos tendem a ser mais elevados, uma vez que assumem que toda a matéria orgânica se decompõe; e os estudos à escala laboratorial não reflectem inteiramente as condições de um aterro real. Um modelo bastante usado para estimar as emissões de biogás num aterro é o *Landfill Gas Emissions Model (LandGEM)*.

Tabela 2.2: Produção de gás em aterros a partir de RU e fracções específicas. Fonte: Adaptado de White et al., 1999.

Fracção	Produção de gás em aterro (Nm ³ /ton material húmido)	Método	Fonte
RSU	372	Cálculo teórico	Gendebien <i>et al.</i> (1991)
RSU	229	Cálculo teórico	Ehrig (1991)
RSU	270	Cálculo de dados italianos	Ruggeri <i>et al.</i> (1991)
RSU	120 - 160	Experiência à escala laboratorial	Ehrig (1991)
RSU	190 - 240	Medições em aterros	Ham et al. (1979)
RSU	60 - 180	Medições em aterros	Tabasaren (1976)
RSU	222	Produção média Reino Unido	Richards e Aitchison (1991)
RSU	135	Média estimada	IFEU (1992)
RSU	200	Média estimada	Baere et al. (1987)
RSU	100 - 200	Média estimada	Carra e Cossu (1990)
Resíduos Alimentares	191 - 344	Experiência à escala laboratorial	Ehrig (1991)
Verdes	176	Experiência à escala laboratorial	Ehrig (1991)
Jornais	120	Experiência à escala laboratorial	Ehrig (1991)
Revistas	100 - 225	Experiência à escala laboratorial	Ehrig (1991)
Cartão	317	Experiência à escala laboratorial	Ehrig (1991)
RSU compostado	133	Experiência à escala laboratorial	Ehrig (1991)
Orgânicos compostados	176	Experiência à escala laboratorial	Ehrig (1991)

São usados valores médios de referência para a constituição do biogás, tipicamente 50% a 60% de metano, sendo a restante parte maioritariamente dióxido de carbono (Themelis e Ulloa, 2007, J. Jensen e Pipatti, 2002, Rettenberger e Stegmann, 1996, Hogg et al., 2002). Existe ainda uma variedade de componentes, em quantidades muito pequenas, que devem também ser considerados. Por exemplo, o sulfureto de hidrogénio (H_2S), devido às suas qualidades corrosivas, requer cuidados particulares no caso do aproveitamento energético de biogás (Hogg et al., 2002). Este aparece, em média, em concentrações inferiores a 1% no biogás (Themelis e Ulloa, 2007). Segundo Rettenberger e Stegmann, 1996, entre os denominados *trace gases* presentes no biogás, o cloreto de vinila (C_2H_3Cl) e o benzeno (C_6H_6) são os mais críticos, por serem muito voláteis e tóxicos.

O solo de cobertura aplicado nos aterros exerce uma importante função, na optimização dos processos microbianos de oxidação do biogás não recolhido. Deste modo, é possível converter quantidades consideráveis de metano em dióxido de carbono biogénico, cerca de 10% anualmente (Czepiel, Mosher, Crill e Harriss, 1996), reduzindo as emissões difusas dos aterros (Manfredi, 2009). O solo de cobertura tem também funções de controlo de infiltrações de água e oxigénio, protecção do ambiente anaeróbio, e cobertura dos resíduos.

As águas lixiviantes são também um importante *output* de qualquer aterro, reconhecido como um dos maiores problemas associado à operação deste tipo de instalação (Kulikowska e Klimiuk, 2008). Estas são formadas pelo excesso de águas pluviais que se infiltram nas várias camadas do aterro (Kjeldsen et al., 2002) e pela água contida nos resíduos, sofrendo transferência de poluentes para o lixiviado, devido à referida influência dos processos de decomposição. Os lixiviados podem ser altamente variáveis e heterogêneos (Kulikowska e Klimiuk, 2008), e requerem um tratamento complexo, uma vez que se caracterizam por ter elevadas cargas orgânicas e consideráveis quantidades de metais pesados (Russo, 2006).

Segundo Kulikowska e Klimiuk, 2008, o amoníaco é o principal poluente no lixiviado, e a sua libertação continua por um longo período em comparação com os compostos orgânicos solúveis (Ehrig, 1989). Os resultados obtidos por Kulikowska e Klimiuk, 2008, indicaram valores de 98 a 364 mg NH_4 /L entre os 23 e os 73 meses de deposição, respectivamente. De acordo com Chu, Cheung e Wong, 1994, após um período de 3 a 8 anos, a concentração de NH_4 atinge valores médios de 500 e 1 500 mg/L, que se manterão por um período de 50 anos.

Kaplan, Decaloris e Thorneloe, 2009, afirmam que é difícil quantificar as emissões com grande grau de certeza, nomeadamente porque os resíduos depositados em aterro sofrem processos biológicos de difícil previsão, que ocorrem durante várias décadas e se distribuem por uma área relativamente grande, abrangida pelo aterro. Este tipo de emissões são consideradas cumulativas, uma vez que a libertação de poluentes pode ocorrer por um período de tempo indefinido.

2.3.5 Aterros de RU em Portugal

Segundo os últimos dados publicados pela APA, relativos a 2011, existem 34 aterros de resíduos urbanos em exploração em Portugal Continental (APA, 2013b). Na tabela 2.3 apresentam-se listados os aterros explorados por cada entidade gestora e o respectivo ano de início de exploração. Estas infra-estruturas têm sistemas de extracção de biogás, tal como estabelece o Decreto-Lei 183/2009, podendo este ser queimado e quando viável, aproveitado energeticamente.

Tabela 2.3: Aterros em exploração em 2011. Fonte: APA, 2013b.

Entidade	Aterro	Início Exploração	Capacidade Instalada (t)
VALORMINHO	Aterro de Valença	Ago/98	679126
RESULIMA	Aterro de Viana do Castelo	Dez/98	1778609
BRAVAL	Aterro de Póvoa de Lanhoso	Jul/98	630000
RESINORTE	Aterro do Alto Tâmega	Nov/01	702000
Ambisousa	Aterro de Lousada	Nov/98	585000
	Aterro de Penafiel	Jul/99	553300
SULDOURO	Aterro de Gaia	Mar/99	2882300
Resíduos do Nordeste	Aterro de Mirandela	Set/97	839000
VALORLIS	Aterro de Leiria	Jul/97	2586209
ERSUC	Aterro de Aveiro	Dez/98	2034976
	Aterro de Coimbra	Set/98	1219397
	Aterro da Figueira da Foz	Set/98	867660
Planalto Beirão	Aterro de Tondela	Jul/98	1981381
RESIESTRELA	Aterro do Fundão	Nov/01	210704
VALNOR	Aterro de Castelo Branco	Abr/99	680476
	Aterro de Avis	Mai/00	1196000
	Aterro de Abrantes	Jun/98	330000
Ecolezíria	Aterro da Raposa	Jul/00	542307
Resitejo	Aterro da Chamusca	Mai/99	880000
VALORSUL	Aterro do Oeste	Nov/01	3732882
AMARSUL	Aterro de Palmela	Jan/97	3603928
	Aterro do Seixal	Jul/95	4801460
Gesamb	Aterro de Évora	Jan/02	1574780
Ambilital	Aterro de Santiago do Cacém	Mar/00	672034
Amcal	Aterro de Cuba	Jun/99	264320
Resialentejo	Aterro de Beja	Dez/01	631216
ALGAR	Aterro de Portimão	Fev/98	1800000
	Aterro de Loulé	Jul/00	1953796

2.4 Valorização energética

2.4.1 Considerações gerais

O tratamento térmico de resíduos constitui um complemento, ou mesmo uma alternativa para grande parte dos resíduos encaminhados para aterro. Este pode ser visto como uma forma de: redução de volume, estabilização dos resíduos, valorização através da recuperação de energia, ou tratamento dos resíduos (White et al., 1999). É importante ter em conta que existem sempre escórias e cinzas cujo destino final, actualmente, acaba por ser o aterro sanitário.

A incineração realiza-se segundo de um processo de combustão controlada, através do qual se geram cinzas, escórias, emissões gasosas e efluentes líquidos. Segundo Levy e Cabeças, 2006, os produtos finais representam, em peso, cerca de 20% dos resíduos que entram na incineradora, esperando-se uma redução de 90% do volume de entrada. Existem várias tecnologias para este fim, sendo a combustão em massa a mais comum (White et al., 1999), uma vez que usa todos os resíduos sem necessidade de separação prévia,

sendo concebida para incinerar RU numa única câmara de combustão, sob condições de excesso de ar. Este tipo de incineradoras são normalmente desenhadas para operar com materiais cujo poder calorífico é relativamente bem conhecido, devendo haver ajustamentos na quantidade de resíduos de entrada, em função do seu poder calorífico ser inferior ou superior ao planeado (Hogg et al., 2002).

A incineração tem sido amplamente aplicada em vários países desenvolvidos, especialmente em países com limitações de espaço para deposição em aterro, como o Japão (Metz e Davidson, 2007), a Suíça ou a Holanda (White et al., 1999). Alguns países usam esta tecnologia há mais de 20 anos, seguindo normas de emissão cada vez mais rigorosas. A produção de energia através da incineração dos resíduos permite melhorar a economia do processo, uma vez que estes processos são relativamente dispendiosos (Metz e Davidson, 2007). Como forma de incentivar esta solução, alguns países têm atribuído subsídios, ou preços acima do mercado, à energia gerada por incineradoras (Hogg et al., 2002).

Entre os países que actualmente mais utilizam a valorização energética, como forma de tratamento dos resíduos, destacam-se (Hoornweg e Bhada-Tata, 2012): o Japão (74%), a Dinamarca (54%), a Suíça (50%), e a Suécia (50%). Em contraste, alguns países como o Reino Unido (8%) ou Espanha (7%) (Hoornweg e Bhada-Tata, 2012) não implementam muito esta solução, devido à disponibilidade de espaço e infra-estruturas de aterro baratas (White et al., 1999). Segundo os resultados publicados por Hoornweg e Bhada-Tata, 2012, nota-se também que nos países menos desenvolvidos não se produz, ainda, energia a partir da combustão de resíduos.

Em Portugal, as incineradoras de RU realizam produção energética, denominando-se comumente como centrais de valorização energética. A definição de incineração é apresentada no Decreto-Lei n.º 85/2005, de 28 de Abril, consagrando também o seu regime legal. Este DL transpõe a Directiva n.º 2000/76/CE, de 4 de Dezembro. A directiva exige o licenciamento deste tipo de instalações e estabelece requisitos de exploração, valores limite de emissão, e condições de monitorização.

2.4.2 Infra-estrutura

Uma central de incineração é constituída por: incinerador; sistemas de alimentação de resíduos, de combustíveis e de ar; equipamentos de controlo, registo e vigilância. Pode ainda ter um sistema de recuperação de calor Levy e Cabeças, 2006. Existem vários processos de tratamento térmico de resíduos, nomeadamente:

- Combustão;
- Gaseificação;
- Oxidação húmida;
- Transformação a vapor;
- Pirólise;
- Hidrogaseificação.

Cada um destes processos carece de pré-tratamento específico nos fluxos de entrada e gera diferentes produtos de conversão. A incineração é o processo mais generalizado,

uma vez que permite transformar uma diversificada natureza de resíduos e não requer pré-tratamento dos mesmos. Deve, no entanto, ser feita a desidratação dos RU, quando se verifica uma elevada taxa de humidade, de modo a reduzir a quantidade de combustível necessário. Define-se assim a combustão como a transformação dos RU em produtos sólidos, líquidos e gasosos, com libertação de energia calorífica (Levy e Cabeças, 2006). Os tipos de incineradores mais usados no processo de combustão são:

- Incinerador com sistema de combustão em massa;
- Incinerador com fornalhas múltiplas;
- Incinerador de leito fluidificado;
- Forno de ciclone.

Segundo Levy e Cabeças, 2006, a incineração de uma tonelada de RU liberta em média a mesma quantidade de energia que 250 kg de petróleo, ou seja, 500 a 600 kWh de energia eléctrica. A recuperação de calor pode ser feita através de um sistema de convecção/radiação da energia criada na câmara de combustão, ou de uma caldeira independente que recupera a energia contida nos gases quentes. Estes sistemas produzem água quente e vapor de água, podendo ser utilizados, respectivamente, para aquecimento e produção de energia eléctrica. A optimização do calor recuperado depende da quantidade de RU no forno, do poder calorífico dos RU, da eficácia do forno e do sistema de recuperação, e das perdas de calor por convecção e radiação através das superfícies da instalação.

2.4.3 Processos

As emissões gasosas deste tipo de tratamento traduzem-se geralmente em óxidos de azoto (NO_x), dióxido de carbono (CO_2), dióxido de enxofre (SO_2) e água (H_2O) (Levy e Cabeças, 2006). No entanto, se a combustão dos resíduos orgânicos fosse completa, apenas se produziria CO_2 , vapor de água, azoto e cinzas (Martinho, Gonçalves e Silveira, 2011). Os gases emitidos variam em função da composição dos RU e de três parâmetros essenciais no processo: temperatura, tempo e turbulência (Levy e Cabeças, 2006), e podem incluir outras substâncias como monóxido de carbono (CO), partículas, metais pesados, gases ácidos, e compostos orgânicos (Martinho et al., 2011).

A temperatura permite controlar as emissões de odores e de dioxinas, furanos e outras partículas orgânicas. O tempo de combustão completa dos resíduos é influenciado pelo tipo de forno. A turbulência garante uma oxidação homogénea e é influenciada pelo teor de oxigénio. Este último parâmetro é muitas vezes optimizado com a injeção de ar, no entanto, é importante garantir que a pressão dentro da câmara de combustão é inferior à pressão atmosférica de modo a impedir a fuga de gases (Levy e Cabeças, 2006). Segundo White et al., 1999 estes três parâmetros, conjuntamente com o design da fornalha, são factores cruciais que determinam o nível de poluentes do gás bruto que entra no sistema de tratamento de gases. Vogg, 1992, encontrou diferenças significativas nas

emissões de dioxinas (PCDD) e furanos (PCDF), com reduções de cerca de 80% e 90% respectivamente.

A deficiência de oxigénio durante o processo, resulta numa combustão incompleta do material carbonatado levando à formação de CO . As reacções entre o azoto e o oxigénio do ar de combustão, ou com o azoto orgânico dos resíduos, leva à formação de óxidos de azoto. Os gases ácidos, como o ácido clorídrico (HCl) e ácido fluorídrico (HF), são formados pela combustão de resíduos que contêm elementos como cloro, fluor, enxofre e azoto (Martinho et al., 2011).

A formação de dioxinas e furanos é um assunto controverso, uma vez que os seus mecanismos de formação ainda não são claros. Os factores que afectam as suas emissões são a presença de *PCDD* nos *inputs* de alimentação da incineradora, a presença de precursores, a presença de cloro, o processamento dos *inputs*, o combustível suplementar, e os processos de temperatura, turbulência e tempo de residência já identificados (McKay, 2002). Segundo Kulkarni, Crespo e Afonso, 2008, as emissões podem ser explicadas por dois processos catalíticos principais, (I) a formação a partir de precursores e (II) o fenómeno denominado "formação de novo". Estas entram na atmosfera através de cinzas volantes e gases de combustão.

O fenómeno "formação de novo" consiste na síntese de moléculas complexas a partir de moléculas simples. Verificou-se que, no caso das dioxinas e furanos, este fenómeno ocorre a temperaturas entre 275° C e 450° C (Stieglitz, Zwick, Beck, Roth e Vogg, 1989), e que o carbono residual da combustão incompleta actua como uma fonte directa para a formação destes compostos (Stieglitz, Bautz, Roth e Zwick, 1997). Algumas hipóteses defendem que as emissões de PCDD e PCDF, se devem ao à ocorrência da "formação de novo" entre moléculas de cloro e fontes de hidrocarbonetos não queimados presentes nas partículas, na presença de determinados catalizadores, ou devido à "formação de novo" de precursores bem conhecidos de dioxinas, tais como compostos organoclorados, clorofenóis, clorobenzenos, etc. (McKay, 2002).

2.4.4 Incineradoras de RU em Portugal

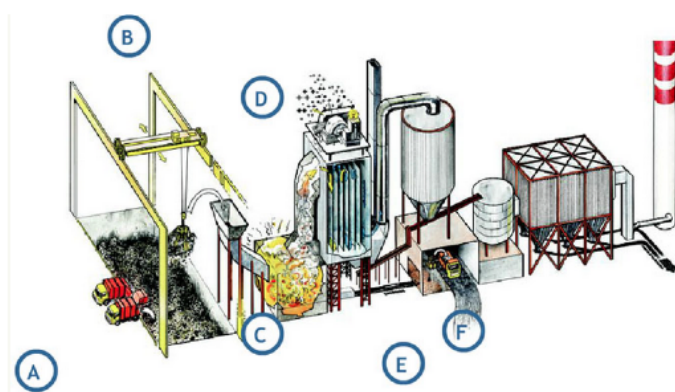
Existem duas centrais de valorização energética de RU em Portugal continental, exploradas pela Lipor e Valosul respectivamente: a Central de Valorização Energética da Maia e a Central de Tratamento de Resíduos Sólidos Urbanos, em São João da Talha, ambas em funcionamento desde o ano 2000. Estas têm sempre associada uma infra-estrutura de aterro (tabela 2.4) que recebe as cinzas volantes intertizadas, escórias e cinzas de fundo resultantes do processo de incineração, bem como os resíduos urbanos quando a incineradora se encontra em paragem. Assim sendo, este tipo de aterros apresenta células diferenciadas para a recepção de RU e para a recepção de cinzas e escórias.

A central de valorização energética da Maia tem duas linhas de tratamento e uma capacidade para 380 000 toneladas de resíduos por ano, para um PCI de 7 700 kJ/kg, produzindo cerca de 170 000 MWh ("Lipor", 2013). O circuito (figura 2.6) inicia-se com

Tabela 2.4: Incineradoras e respectivos aterros de apoio.

Entidade	CVE	Aterro associado
Lipor	Incineradora da Maia	Aterro da Maia
Valorsul	CTRSU de São João Talha	Aterro de Mato da Cruz

o armazenamento dos resíduos numa fossa de recepção, sendo posteriormente enviados para queima com excesso de oxigénio, com temperaturas entre 1 000° C e 1 200° C (“Lipor”, 2013). O calor dos gases libertados neste processo é aproveitado para produção de vapor de água, através de uma caldeira de recuperação de energia, e transformado em energia eléctrica ao nível de um turbogruppo. Resultam assim quatro tipo de saídas deste processo: energia, gases de combustão, cinzas volantes, cinzas de fundo e escórias.



Legenda:

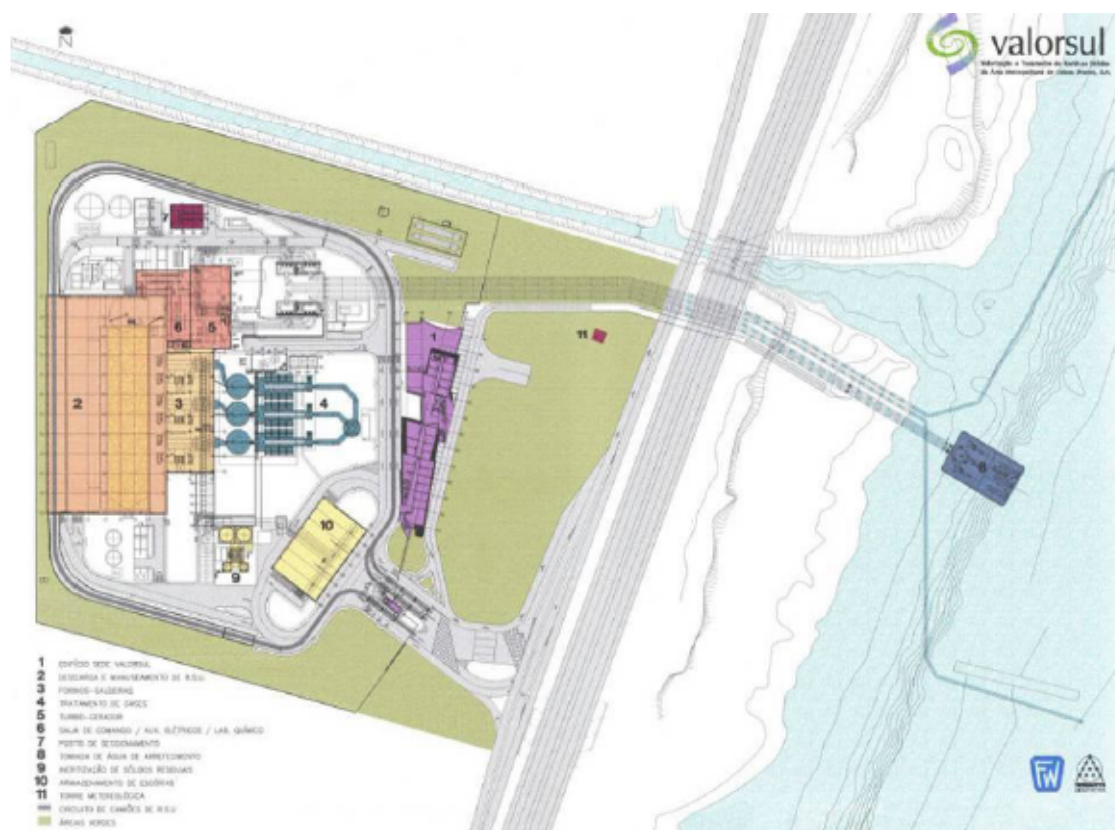
- | | |
|--------------------------------|----------------------------|
| (A) Fossa de Recepção; | (D) Alternador de Turbina; |
| (B) Ponte Rolante com Pólipos; | (E) Tapete Vibratório; |
| (C) Combustão de Resíduos; | (F) Fossa de Rejeitados. |

Figura 2.6: Esquema da CVE da Lipor. Fonte: “Lipor”, 2013.

A energia produzida é utilizada na própria central e vendida à rede energética nacional (REN). Os gases resultantes são neutralizados, filtrados e posteriormente libertados para a atmosfera. As cinzas são inertizadas e depositadas em aterro, numa célula própria para este tipo de material, no denominado alvéolo norte. As escórias e cinzas de fundo sofrem a separação dos metais ferrosos, que são enviados para reciclagem, e são aplicadas como cobertura de aterros, agregados para pavimentação ou elementos pré-fabricados (“Lipor”, 2013).

A central possui quatro fontes de emissão de gases, duas associadas a cada linha de incineração, e outras duas associadas à evacuação da humidade das escórias em cada uma das linhas. As primeiras duas têm uma altura de chaminé de 67 m e os gases passam por um sistema de neutralização, redução selectiva não catalítica, filtro de mangas e adição de carvão activado. As fontes associadas à evacuação de humidade têm uma

altura de chaminé de 42 m e possuem um sistema de aspiração de gás efluente através de um filtro de fibra de vidro (APA, 2011a).



- | | |
|------------------------------------|-------------------------------------|
| 1. Edifício Sede da Valorsul; | 7. Posto de Recepcionamento; |
| 2. Descarga e Manuseamento de RSU; | 8. Tomada de Água de Arrefecimento; |
| 3. Fornos / Caldeiras; | 9. Recepção de Sólidos Residuais; |
| 4. Tratamento de Gases; | 10. Armazenamento de Escórias; |
| 5. Turbo-gerador; | 11. Torre Meteorológica. |
| 6. Sala de Comando / Lab. Químico; | |

Figura 2.7: Planta da CVE da Valorsul. Fonte: Fornecido pela Valorsul.

No caso da Valorsul, a incineradora (figura 2.7) tem três linhas instaladas e uma capacidade de processamento de 662 mil toneladas de resíduos por ano, para um PCI entre 5 860 kJ/kg e 1 0460 kJ/kg, produzindo cerca de 345 000 MWh (APA, 2013a; “Valorsul”, 2013). Os resíduos começam por ser pesados numa báscula e depositados numa fossa de armazenamento, são depois incinerados segundo um sistema de combustão em massa, e os gases de combustão permanecem a mais de 850° C durante, pelo menos, dois segundos. O calor resultante deste processo é transferido para o circuito de água-vapor, havendo conversão do vapor em energia eléctrica através de um sistema turbogerador. Tal como na CVE da Maia, o processo resulta em quatro tipo de saídas.

A energia eléctrica é na sua maioria vendida à REN, e uma pequena fracção utilizada para autoconsumo. Os gases passam por um sistema adequado de tratamento. As cinzas produzidas, cerca de 30 kg por tonelada de RU incinerados, são inertizadas juntamente com outros resíduos resultantes do tratamento de gases, e enviados para as células adequadas no aterro. As escórias são enviadas para a Instalação de Tratamento e Valorização de Escórias (ITVE), onde são recuperados os metais ferrosos e não ferrosos, e após maturação são usadas como inerte para a construção civil, obras públicas e eventual recuperação paisagística de pedreiras e minas, bem como cobertura dos resíduos nos aterros ("Valorsul", 2013).

Os efluentes gasosos são provenientes de três fontes fixas, associadas às três linhas de incineração, com uma altura de chaminé de 74 m. Estes gases são tratados através de um sistema de redução selectiva não catalítica, com de injeção de amónia na câmara de combustão, para controlar as emissões de NO_x ; um sistema de neutralização de gases ácidos, nomeadamente SO_2 , HCl e HF , através de reactores "semi-secos", com uma suspensão aquosa de hidróxido de cálcio; um sistema de injeção de carvão activado, para o controlo de metais pesados, dioxinas e furanos; e um filtro de mangas para eliminação de partículas (APA, 2013a).

2.5 Pressões ambientais

A libertação de gases com potencial de efeito de estufa, são as principais pressões ambientais associadas aos aterros e incineradoras. No caso dos aterros, este fenómeno ocorre devido às emissões de metano, que são um gás com um potencial de estufa muito superior ao CO_2 . No caso da incineração, devido às emissões de CO_2 de origem fóssil. Em Portugal, o sector dos resíduos, é um dos principais responsáveis pelas emissões de CH_4 (Vilão et al., 2012).

No contexto dos resíduos, as emissões de CO_2 são tipicamente divididas em duas partes: biogénicas ou fósseis, respectivamente quando são originadas em processos naturais, como a degradação de matéria orgânica em aterro, ou actividades antropogénicas, como a incineração de materiais derivados de petróleo (Manfredi, 2009).

A diminuição da camada do ozono é também uma consequência das actividades de aterro, nomeadamente devido à concentração de hidrocarbonetos fluoretados e clorados voláteis no biogás Russo, 2006. As incineradoras, por sua vez, apresentam uma contribuição para as chuvas ácidas associada à libertação de óxidos de azoto (Martinho et al., 2011).

Existem ainda componentes com riscos para a saúde humana, associados à libertação de gases nestas actividades, nomeadamente devido libertação de cloreto de vinilo ou benzeno no biogás dos aterros (Russo, 2006), ou emissões de monóxido de carbono, partículas, metais pesados, gases ácidos ou dioxinas e furanos das incineradoras (Martinho et al., 2011).

É também importante notar a ocorrência de pressões ambientais associadas ao uso do

solo, poluição das águas superficiais devido a descargas inapropriadas, ou do solo. No caso dos aterros, o risco de poluição de águas subterrâneas é uma das maiores preocupações (Russo, 2006).

2.6 Análise de Ciclo de Vida

A Análise de Ciclo de Vida é uma ferramenta de gestão ambiental, usada para prever e comparar os impactos ambientais de um produto ou serviço, do "berço ao túmulo". Esta técnica examina todas as etapas do ciclo de vida, calculando os *inputs* (em termos de matérias primas e energia) e *outputs* (em termos de emissões para o ar, água e produção de resíduos) de cada etapa. Estes são depois agregados, e convertidos em impactos para o ambiente, representando os efeitos globais do ciclo de vida do produto ou serviço. Este tipo de ferramenta é considerada inclusiva, pois inclui não só as entradas e emissões directas no processo de produção, distribuição, uso e deposição, como também as emissões indirectas. Deste modo, a ACV representa uma abordagem holística para a avaliação de impactos ambientais. (White et al., 1999)

Uma ACV pode ser usada com diversos fins, nomeadamente: identificar oportunidades para otimizar o desempenho ambiental de produtos ou serviços, nas diversas fases do seu ciclo de vida; informar decisores políticos, industriais ou organizações não governamentais; seleccionar indicadores relevantes de desempenho ambiental e ainda marketing (Sousa, 2012). Esta ferramenta não possui um método único (Goedkoop, De Schryver, Oele, Durksz e de Roest, 2008), representando uma rápida e emergente família de instrumentos e técnicas desenhadas para o auxílio na gestão ambiental e, a longo prazo, para um desenvolvimento sustentável (Sousa, 2012).

Foi em meados dos anos 60 que surgiram os primeiros estudos relacionados com ACV, essencialmente direccionados para a eficiência energética, consumo de matérias primas e embalagens (A. A. Jensen et al., 1997 e Klöpffer, 1997). Entretanto, esta sofreu uma lenta fase de evolução e desenvolvimento, e apenas nos anos 80 surge um rápido e crescente interesse pelo seu desenvolvimento e aplicação (A. A. Jensen et al., 1997). Desde então, este tipo de abordagem já foi aplicada nas mais diversas áreas, através de um variado leque de metodologias, como sumariou Cooper e Fava, 2006. Segundo Klöpffer, 1997, é observável uma evolução da sua aplicação em estudos comparativos de produtos para estudos de optimização de sistemas, *benchmarking*, etc.

A ISO 14040:1997, foi a primeira norma a surgir no âmbito da ACV, definindo os seus princípios e enquadramento. Conjuntamente com as normas ISO 14041:1998, ISO 14042:2000 e ISO 14043:2000, regiam a metodologia de ACV segundo a *International Organisation for Standards*. Entretanto, estas já sofreram actualizações, sendo que actualmente encontram-se em vigor as seguintes normas (Matos, 2012):

- **ISO 14040:2006, Environmental management - Life cycle assessment:** Define os princípios e enquadramento relativos à ACV;

- **ISO 14044:2006, Environmental management - Life cycle assessment:** Identifica os requisitos e directrizes;
- **ISO/TR 14047, Environmental management - Life cycle impact assessment:** Exemplos de aplicação da ISO 14042;
- **ISO/TS 14048, Environmental management - Life cycle assessment:** Formato de documentação de dados;
- **ISO/TR 14049, Environmental management - Life cycle assessment:** Exemplos de aplicação da ISO 14041 para a definição de objectivo e âmbito, e análise de inventário.

2.6.1 Metodologia de ACV

Em termos metodológicos, a ACV divide-se em 4 etapas, como representa a figura 2.8: definição de objectivo e âmbito, análise de inventário (ICV), avaliação de impactes, e interpretação de resultados. A primeira etapa estabelece o objectivo final do estudo e o seu nível de detalhe, sendo essencial que estes se apresentem de forma clara. O objectivo de um estudo de ACV deve incluir a aplicação prevista para o resultado do estudo, as razões para o seu desenvolvimento e os destinatários. O âmbito de um estudo de ACV está intimamente relacionado com o detalhe com que se pretende desenvolver o estudo. Este deve incluir a definição de: função ou funções do sistema em estudo; unidade funcional, como a unidade de referência para a quantificação das correntes de *input* e *output* do sistema; e o sistema estudado e sua fronteira, isto é, as unidades processuais que são incluídas no sistema em estudo. (Camobreco et al., 1999)

A análise de inventário é uma ferramenta analítica, usada para quantificar os fluxos do ambiente e para o ambiente, ao longo de todo o ciclo de vida do produto ou processo. Estes fluxos incluem as emissões para o ar, efluentes hídricos, resíduos e o consumo ou depleção de energia e outros recursos (Camobreco et al., 1999). Esta etapa é uma das mais intensivas, no sentido em que é necessário tempo e recursos para a recolha dos dados necessários, sendo muitas vezes difícil aceder a toda a informação necessária (Matos, 2012). Segundo White et al., 1999, a elevada quantidade de dados gerados torna desafiante a tomada de decisão, havendo necessidade de definir métodos para agregar toda a informação.

A avaliação de impactes (AICV) envolve a conversão do ICV em efeitos ambientais (White et al., 1999). O objectivo desta fase, é avaliar a magnitude e importância das pressões ambientais resultantes do ciclo de vida estudado. Deve por isso ser criada uma relação entre a unidade funcional do produto ou serviço e os impactes para o ambiente, depleção de recursos e saúde humana. Segundo a ISO 14040:2006, existem alguns elementos obrigatórios e opcionais englobados por esta etapa. Enumeram-se de seguida os elementos obrigatórios:

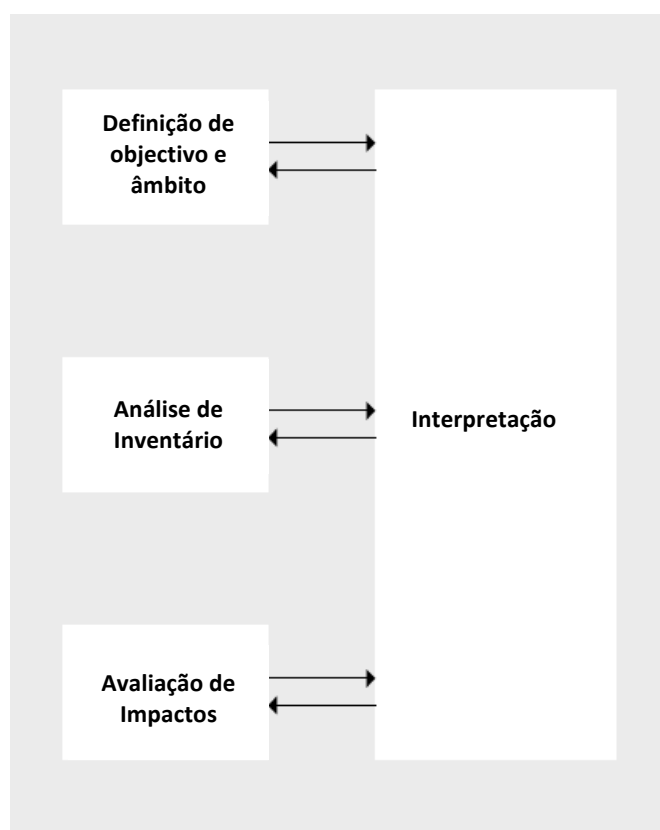


Figura 2.8: Estrutura metodológica de uma ACV segundo a ISO 14040. Fonte: Adaptado de A. A. Jensen et al., 1997.

- (A) **Seleccção de categorias de impacte, indicadores de categoria e de modelos de caracterização;**
- (B) **Classificação** - atribuição dos resultados do ICV a categorias de impacte ambiental, definidas tendo em conta as interacções dos produtos de saída com o ambiente;
- (C) **Caracterização** - cálculo dos indicadores de categoria, através da atribuição de um "peso" a cada substância, em função o seu contributo para o efeito dessa categoria. Este traduz-se segundo um factor de emissão que é multiplicado pelo quantitativo da substância;
- (D) **Perfil ambiental do produto** - soma dos resultados obtidos em cada substância no tópico anterior, obtendo-se um valor único para cada categoria de indicadores. O conjunto de indicadores resulta num perfil comparável com outros sistemas.

Os elementos opcionais consistem na normalização, agregação, ponderação e análise da qualidade dos dados. Após este processo, segue-se a última etapa da ACV que consiste na interpretação da análise elaborada, tendo em conta os objectivos definidos na primeira etapa, e através da combinação dos resultados das fases anteriores (ISO 14040:2006). Desta interpretação devem resultar conclusões e recomendações, segundo

uma avaliação das necessidades e oportunidades de mitigação de impactes ao longo do ciclo de vida.

2.6.2 Vantagens e limitações

A principal vantagem desta abordagem, é o facto de oferecer uma perspectiva holística no que respeita à avaliação ambiental, permitindo a identificação de melhorias ambientais, através da comparação dos impactes de diferentes opções (White et al., 1999). Segundo Cooper e Fava, 2006, os profissionais acreditam que a ACV permite transmitir valor, uma vez que fornece informação acerca dos processos de desenvolvimento dos produtos, bem como informação ambiental dos mesmos. White et al., 1999, acredita que esta ferramenta vai além de questões ambientais singulares, garantindo assim que outras questões relevantes não são ignoradas. A. A. Jensen et al., 1997, e White et al., 1999, apontam o apoio nos processos de tomada de decisão com dados científicos, excluindo elementos emocionais.

Algumas das vantagens apontadas pela Environmental Protection Agency (EPA, 2006) incidem no facto de a ACV permitir desenvolver uma avaliação sistemática, analisar balanços ambientais associados a produtos ou processos específicos, quantificar descargas ambientais de cada etapa do ciclo de vida, avaliar os efeitos nos ecossistemas e saúde humana, comparação entre produtos ou processos, e identificação dos impactes associados a áreas ambientais de interesse específico.

A principal limitação da ACV é o tempo e recursos necessários para a recolha de dados (Cooper e Fava, 2006; Sousa, 2012; Matos, 2012). Entre outras limitações, identifica-se também a complexidade do método e a aparente falta de interesse e de procura a jusante (Cooper e Fava, 2006); a disponibilidade e qualidade de dados (Matos, 2012); o processo de desenvolvimento de métodos de agregação, e a alocação de emissões e consumos energéticos, quando mais do que um produto provem do mesmo processo (White et al., 1999); e a existência de diversos modelos de impactes, não existindo consenso num tipo de modelo único a seguir para a avaliação de impactes (Sousa, 2012);

A. A. Jensen et al., 1997, aponta também considerações a ter na realização da ACV, relacionadas com: o tipo de informação gerada na fase de avaliação de impactes é simplesmente indicativa; a ACV não deve ser confundida com uma avaliação completa; a sua abordagem é diferente de outras ferramentas de gestão; é muitas vezes usado um julgamento subjectivo, por vezes associado à falta de dados técnicos e científicos; o desafio que representa evoluir da utilização das técnicas de ACV como uma ferramenta de comunicação, para uma ferramenta operacional na gestão ambiental; a necessidade de complementar a ACV com outras técnicas, como a avaliação de impactes ambientais e a avaliação de riscos ambientais, uma vez que estas técnicas se complementam e não podem ser substituídas umas pelas outras.

2.6.3 *Streamlined* ACV

Tendo em conta as limitações associadas à elaboração de uma ACV, nomeadamente o tempo e custo necessários para recolher todos os dados necessários, desenvolveu-se o conceito de *streamlined* ACV. Esta abordagem pretende simplificar o processo de elaboração de uma ACV, contornando este tipo de problemas, e tornando o método mais praticável e imediato, sem perder as suas características próprias (Sousa, 2012). Assim sendo, existem duas perspectivas possíveis para reduzir os custos e esforços necessários para finalizar uma análise de ciclo de vida (Alcobia, 2009): a alteração do método utilizado; e a utilização de bases de dados que contêm a informação básica e necessária para o processo, de modo a reduzir consideravelmente o esforço necessário na recolha de dados.

Neste contexto existem diversos os métodos de *streamlining* utilizados por diferentes autores, enumerando-se alguns de seguida (Curran, 1996):

- Limitação ou eliminação de etapas do ciclo de vida, nomeadamente através da eliminação de alguns dados a montante ou a jusante do sistema estudado, de modo a encurtar a quantidade de dados recolhidos;
- Selecção de impactes ambientais específicos, de modo a focar o estudo nos aspectos ambientais considerados mais relevantes, ou em que existem mais dados disponíveis e quantificáveis;
- Eliminação de parâmetros de inventário específicos, de modo a facilitar a fase de recolha de dados. A redução do âmbito do inventário pode ser realizada através da selecção de categorias de impacto ou de problemas ambientais específicos;
- Limitação ou eliminação da fase de avaliação de impactes. Muitos estudos de ACV não incluem esta fase, sendo mais correctamente denominados por inventários de ciclo de vida. Esta abordagem é considerada *streamlining* uma vez que a fase de inventário representa apenas uma parte da ACV;
- Utilização dados qualitativos e quantitativos, quando não se encontra disponível informação quantitativa, é recolhida informação qualitativa. Neste caso, os fluxogramas construídos para o estudo incluem os processos e materiais, mas não constituem verdadeiros balanços de massa, visto que não incluem dados quantitativos em cada etapa do ciclo de vida;
- Utilização de dados de substituição quando é difícil ou mesmo impossível a obtenção de dados de um produto ou processo específico. É possível substituir os dados do objecto em estudo por dados sobre um outro produto ou processo semelhante, e que estejam mais acessíveis;
- Limitação dos constituintes estudados, através da eliminação dos constituintes de um sistema que englobam menos de uma determinada percentagem do produto ou processo. Para ACV completas esta percentagem é, muitas vezes, 1% mas para

o caso em que se aplica streamlining, esta percentagem pode ser maior. Esta abordagem tem a vantagem de limitar o número de itens em estudo, e de considerar apenas aqueles que são provavelmente mais importantes para o produto em análise, uma vez que contribuem para uma maior proporção ou volume do mesmo.

Estas abordagens podem também ser aplicadas de uma forma combinada. No entanto, é preciso considerar que a abordagem seleccionada deve enquadrar-se nos objectivos do estudo e uso pretendido para os seus resultados. Estes últimos devem ser analisados no contexto das limitações do estudo (Alcobia, 2009).

2.7 Aplicação da ACV à gestão de resíduos

O desempenho ambiental dos produtos em fim vida é bastante importante para o desenvolvimento e selecção de materiais usados em vários produtos (Levis e Barlaz, 2011), uma vez que as emissões de compostos, são originadas por reacções químicas que variam em função do tipo processo aplicado aos resíduos, bem como dos principais elementos presentes nos RU.

A aplicação da ACV à gestão de resíduos na Europa iniciou-se na Dinamarca, nos anos 90, para avaliar a gestão do sistema de resíduos de embalagens de bebidas (Pires, Chang e Martinho, 2011). Pela mesma altura, iniciou-se o desenvolvimento de modelos gerais de ACV, que incluíam apenas os processos mais importantes do sistema de gestão de resíduos, de modo a promover e facilitar o uso deste tipo de abordagem no sector (Winkler e Bilitewski, 2007). Actualmente, com o desenvolvimento de *softwares* de ACV e ICV direccionados para a gestão de resíduos, estas abordagens já foram aplicadas a diversos casos de estudo neste âmbito, como inventaria (Pires et al., 2011).

Uma vez que os resíduos representam o fim de vida de vários produtos, uma das importantes questões que se coloca, aquando a aplicação desta metodologia, é onde deve ser considerado o "berço" e o "túmulo" (White et al., 1999). No caso dos aterros, por exemplo, outra grande questão é o horizonte temporal para o qual devem ser consideradas as emissões. Cada processo apresenta as suas próprias especificidades, tornando-se relevante identificar os pontos metodológicos característicos da aplicação da ACV à gestão de resíduos, nomeadamente aos aterros e incineradoras, e de que forma têm sido abordados por vários autores.

É importante explorar todos os *inputs* e *outputs* de um aterro sanitário, relevantes para elaborar uma análise de ciclo de vida. A constituição da infra-estrutura deve também ser tida em conta como um *input* pois, apesar de representar uma entrada de materiais pontual, contribui para a pegada ambiental de um aterro. Segundo Camobreco et al., 1999, as emissões totais de um aterro correspondem à soma das emissões resultantes de: preparação do local, operação, encerramento e pós-encerramento; equipamentos usados nas operações diárias do aterro; combustível usado nos veículos que operam no local; degradação dos resíduos em condições anaeróbias; e tratamento do lixiviado e biogás.

Todos estes processos devem, assim, ser contabilizadas para a fase de inventário da ACV.

Tal como define a ISO 14040, uma ACV deve contabilizar todos os *inputs* e *outputs* do sistema em estudo o que, no caso dos aterros, implicaria considerar um período indefinido de tempo. Tal como foi referido no capítulo 2.3, as emissões derivadas deste tipo de infra-estrutura são consideradas cumulativas e difíceis de prever. Por esta razão, vários autores defendem que apenas deve ser considerado o período de tempo durante o qual têm lugar as reacções conhecidas, ou até que as emissões previstas tenham sido libertadas (Camobreco et al., 1999; White et al., 1999).

A magnitude das emissões de metano de um aterro, depende fortemente do momento temporal em que é instalado o sistema de extracção de biogás (Kaplan et al., 2009). Regularmente, o metano que pode ser libertado de um aterro é estimado, tendo em conta a decomposição anaeróbia dos constituintes biogénicos dos resíduos em condições óptimas. No entanto, existem estudos que indicam que nem todo o carbono se degrada, devido à decomposição incompleta dos resíduos, podendo permanecer sequestrado no aterro (Barlaz, 1998). Nos anos 90, Barlaz, 1998, estimou que o carbono sequestrado em aterro, na Europa, corresponde a cerca de 49,3 milhões de toneladas por ano. Este carbono armazenado pode ser considerado como uma compensação para as emissões difusas de metano (Townsend e Webber, 2012). As bactérias metanotróficas presentes no solo de cobertura, vão também oxidar uma fracção das emissões difusas, reduzindo assim as emissões de metano (Barlaz et al., 2009).

As emissões das infra-estruturas de incineração são instantâneas, ao contrário do que acontece num aterro, e estão associadas a: combustão dos resíduos; produção e uso de cal nas tecnologias de controlo; e deposição de cinzas em aterro (Harrison, Dumas, Barlaz e Nishtala, 2000). As emissões associadas à produção de equipamentos usados nas incineradoras correspondem a menos de 5% do total de emissões, podendo ser consideradas insignificantes (Environment Agency, 2000).

Na análise de processos multifuncionais, é importante para determinar em que medida os encargos ambientais desses processos devem ser atribuídos ao produto investigado (Cederberg e Stadig, 2003). Tillman, Ekvall, Baumann e Rydberg, 1994, levantaram a ideia de que a alocação de produtos pode ser evitada pela expansão de sistema. De acordo com Dalgaard et al., 2008, a expansão de sistema significa que as entradas e saídas são totalmente atribuídas ao produto de interesse, muitas vezes o principal. Posteriormente, o sistema de produto é expandido para incluir os produtos evitados devido aos co-produtos do sistema.

Utilizando como exemplo o estudo comparativo entre a incineração com recuperação de energia e a deposição em aterro, Tillman et al., 1994, evidencia as diferenças entre a utilização da alocação de emissões e da expansão de sistema (figura 2.9). No primeiro caso, as emissões da incineração serão alocadas às funções de eliminação de resíduos e geração de calor, sendo comum alocar todas as emissões ao produto estudado, e subtrair a energia recuperada ao consumo total de energia do ciclo de vida. No segundo caso, exige que os sistemas comparados executem as mesmas funções, subtraindo-se um processo

alternativo de combustão do sistema de incineração. No entanto, actualmente muitos dos aterros têm já sistemas de aproveitamento energético de biogás, tornando ambos os sistemas comparáveis de uma forma mais equilibrada.

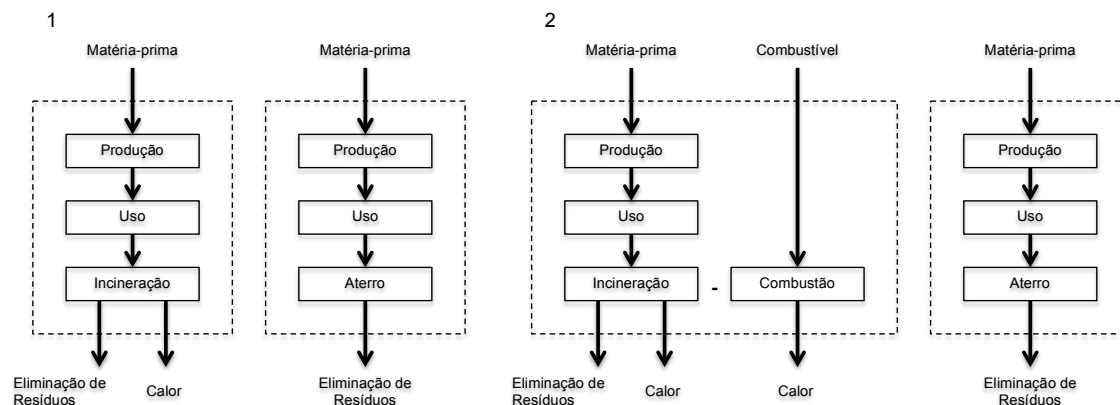


Figura 2.9: Comparação entre os processos de incineração e deposição em aterro, segundo a alocação de emissões (1) e a expansão de sistema (2). Fonte: Adaptado de Tillman et al., 1994.

Este tipo de expansão de sistema, é usado na ACV destas infra-estruturas de forma a considerar a energia gerada mais benéfica em termos ambientais, do que a que seria gerada nas centrais de produção eléctrica convencionais. Nomeadamente, por se estar a gerar energia de um produto que noutras circunstâncias estaria simplesmente a emitir poluentes, e por algumas das emissões associadas serem mais reduzidas. Um exemplo disso são as emissões de SO_x , que tanto nos aterros como nas incineradoras, são aproximadamente dez vezes mais baixas em relação às centrais de produção eléctrica convencionais (Kaplan et al., 2009).

Existe, no entanto, alguma apreensão em considerar como renovável a energia produzida através da incineração de resíduos, uma vez que grande parte resulta da combustão de materiais derivados de petróleo, como os plásticos. Neste sentido, um dos factores a ter em conta, no que toca às emissões de dióxido de carbono, é a distinção entre as emissões de origem biogénica e fóssil. Kaplan et al., 2009, concluíram, no entanto, que, mesmo num cenário em que são incinerados resíduos de origem 100% fóssil, as emissões de CO_2e são inferiores ao melhor cenário de aterro, onde o biogás é valorizado energeticamente durante cerca de 60 anos.

No mesmo estudo, Kaplan et al., 2009, concluíram que os aterros apresentam emissões de CO_2e/MWh significativamente superiores, quando comparados com incineradoras ou mesmo infra-estruturas convencionais de produção energética. Este resultado é explicado devido às emissões relativamente altas de metano. Em termos gerais, os aterros estudados pelo autor apresentaram emissões superiores de NO_x , SO_x e partículas, enquanto que as CVE apresentam emissões significativamente mais altas de HCl .

Uma incineradora consegue produzir mais electricidade por unidade de resíduos do que uma central energética de biogás, pois apenas a fracção biodegradável contribui para

a produção de biogás. Há também uma ineficiência significativa nos sistemas de extração de biogás, o que afecta a quantidade e qualidade de biogás extraído de um aterro. O aumento da eficiência de uma incineradora, por outro lado, permite aumentar a produção energética por tonelada de resíduos valorizados e diminuir as emissões de dióxido de carbono de origem fóssil (Kaplan et al., 2009).

A geração de energia é apenas uma das funções que pode ser considerada numa expansão deste tipo de sistema. A recuperação de metais ferrosos, posteriormente usados na produção de aço, a partir das cinzas resultantes da combustão de RU, permite também "poupar" emissões que estariam associadas à produção deste tipo de material. Kaplan et al., 2009, verificou que as emissões de monóxido de carbono e partículas associadas à incineração sofrem reduções significativas através deste processo, em função da quantidade de material recuperado. A recuperação de escórias, para a produção de agregados para pavimentação, são outra das funções associada a este tipo de processo. Frischknecht e Rebitzer, 2005, considera que a aplicação do conceito de expansão de sistema não é recomendado.



Metodologia

Este capítulo encontra-se organizado segundo as fases da análise de ciclo de vida elaborada. Em primeiro lugar, é apresentada a definição de objectivo e âmbito associada à ACV, onde se define a tonelada de RU como a unidade funcional do estudo. Segue-se a apresentação dos cenários estudados, e a fase de análise de inventário, onde são apresentados diagramas conceptuais dos sistemas de deposição em aterro sanitário e incineração, aprofundando-se acerca do modelo *Ecoinvent* usado para gerar grande parte dos inventários de emissões. Para a avaliação de impactes de ciclo de vida (AICV) é utilizado o método Ecoblock, que agrupa os resultados em seis indicadores de pressão ambiental.

3.1 Definição de objectivo e âmbito de ACV

Este trabalho tem como objecto de estudo os resíduos urbanos produzidos em Portugal continental, e encaminhados para dois tipos de sistemas: aterros sanitários de RU, e incineradoras de RU e respectivo aterro associado. Uma vez que estes sistemas têm tipicamente infra-estruturas de apoio associadas, estas também são incluídas para a ACV. Para efeitos comparativos, e uma vez que ambos os sistemas estudados apresentam a componente de transporte, a sua inclusão não é essencial. No que respeita às regiões autónomas, a informação disponível é bastante limitada, e como tal optou-se por não incluir os arquipélagos no estudo.

A principal função dos sistemas escolhidos é a eliminação de resíduos, no entanto, tal como foi referido no capítulo 2.7, cada sistema pode ter funções secundárias de carácter relevante. Tal acontece no caso da incineração, através da produção de energia eléctrica, e do aproveitamento de metais e escórias para produção de materiais. No caso dos aterros, pode haver também produção energética, quando a produção de biogás o justifica,

podendo também ser considerada a sua função de sumidouro de carbono, uma vez que parte do carbono depositado fica sequestrado (Barlaz, 1998). Assim sendo, foram também gerados indicadores que contemplam estas funções, através de uma expansão de sistema.

Para ambos os casos de estudo, definiu-se uma única unidade funcional, em função da qual serão gerados os resultados. Neste caso optou-se pela tonelada de RU depositada, de modo facilitar a interpretação dos resultados, permitindo assim que estes possam ser extraídos de forma simples para estudos posteriores.

O trabalho desenvolvido foca-se nas operações de deposição em aterro sanitário e valorização energética, segundo os dados de 2011. No entanto, foram também estudadas variações aos indicadores tendo em conta as metas previstas no PERSU II. Assim sendo, apresenta-se de seguida as especificações dos cenários estudados.

3.2 Cenários

De forma a alcançar os objectivos propostos, nomeadamente a geração de informação homogénea e transversal através da aplicação do método Ecoblok, foram estudados diferentes cenários. A figura 3.1 apresenta uma síntese esquemática dos cenários considerados, segundo as operações de gestão de RU, tipo de cenário e modelo de inventário de dados utilizado.



Figura 3.1: Cenários estudados e respectivas variações consideradas.

No caso da deposição em aterro foram, portanto, estudados dois cenários. O primeiro corresponde ao cenário base, considerando a situação de referência relativa ao ano

de 2011. Para o cálculo dos indicadores associados a este cenário, foi realizado um levantamento de dados, relativos à caracterização física dos RU recolhidos por cada entidade gestora em 2011, bem como à capacidade instalada de cada aterro. Estes serviram como *input* ao modelo *Ecoinvent*, que gerou os inventários de emissões associados a cada aterro.

O segundo cenário desenvolvido denomina-se PERSU II, e baseia-se no pressuposto de cumprimento meta de desvio de RUB de aterro, prevista para 2013. Esta meta dita uma redução de 50% dos RUB enviados para aterro sanitário, face ao valor de 1995, este último correspondente a 2 252 720 toneladas. Em 2011 foram encaminhados cerca de 71% RUB face aos quantitativos de 1995, ou seja, cerca de 1 598 359 toneladas. Assim sendo, é ainda necessária uma redução de 29% de modo a alcançar a meta prevista. Foi então calculada uma hipotética caracterização física dos RU para cada entidade, considerando uma redução da fracção de RUB, que inclui as categorias de bio-resíduos, resíduos verdes e papel/cartão, que verificasse o cumprimento da meta. Através das novas caracterizações, foi novamente utilizado o modelo *Ecoinvent* para gerar os inventários de emissões. Este cenário pretende avaliar o potencial impacto desta meta nas emissões associadas aos aterros sanitários, e nos indicadores ambientais, comparativamente aos resultados actuais.

Os resultados foram gerados para todos os 28 aterros considerados. Os aterros de Santo Tirso, Vila Real, Celorico de Basto, e Bigorne, explorados pela Resinorte, não foram incluídos devido à falta de disponibilização de dados em tempo útil à elaboração da análise. Os aterros da Maia e de Mato da Cruz também não se encontram incluídos, uma vez que são os aterros de apoio às incineradoras da Lipor e da Valorsul, respectivamente.

Relativamente à incineração, foram também estudados dois cenários distintos para cada uma das incineradoras, exploradas pela Lipor e Valorsul. Neste caso, ambos os cenários são relativos aos dados de 2011 diferenciando-se na inclusão, ou não, de uma expansão de sistema que considera as funções secundárias do processo de incineração de RU. O primeiro cenário, denominado cenário base 2011, não considera a expansão de sistema e inclui duas variantes, como está espelhado na figura 3.1. Estas variantes ocorrem na fase da análise de inventário, sendo que a primeira corresponde à geração do inventário de emissões através do *Ecoinvent*, utilizando como *input* a caracterização dos RU recolhidos por cada entidade, tal como se procedeu para a deposição em aterro. Na segunda variante, o inventário de emissões utilizado provém de dados fornecidos directamente pelas entidades gestoras, ou disponibilizados através dos seus relatórios de sustentabilidade.

O objectivo da introdução das variantes descritas prende-se com a verificação do desvio entre os dados reais e os dados obtidos através do modelo, validando assim os resultados obtidos segundo o *Ecoinvent*. É importante considerar que há sempre uma margem de erro associada a cada um dos métodos, no entanto, espera-se que o *Ecoinvent* forneça inventários mais completos do que os parâmetros reportados pelas entidades.

Por fim, o "cenário base 2011 - com expansão de sistema" diz respeito à inclusão das

funções secundárias da incineração de RU. Estas correspondem à geração de energia eléctrica, produção de escórias que são posteriormente valorizadas e extracção de metais das escórias. Através deste método, as emissões associadas às denominadas funções secundárias são descontadas nos indicadores de ACV, convergindo com a ideia de se estar a compensar as emissões de outras actividades, que estão a ser poupadas através destas funções secundárias.

3.3 Análise de Inventário

3.3.1 Diagramas conceptuais

De modo a facilitar elaboração e compreensão da análise de inventário, e uma vez que a informação gerada é bastante extensa, elaborou-se um inventário conceptual para cada um dos sistemas de deposição em aterro sanitário e incineração, apresentados nas figuras 3.2 e 3.3. Estes representam os principais fluxos dos sistemas, sendo possível identificar os *inputs* em caixas azuis, os processos em círculos verdes e os *outputs* em caixas vermelhas.

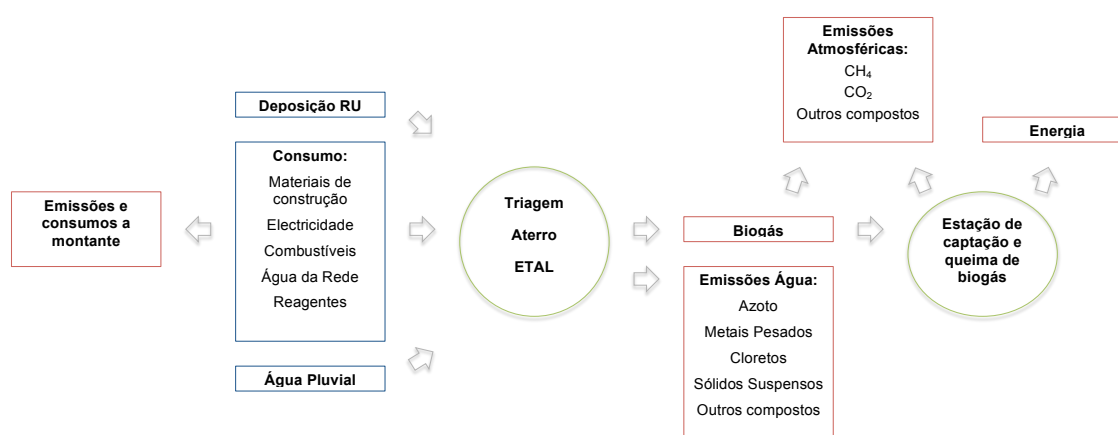


Figura 3.2: Diagrama conceptual de um sistema de deposição em aterro sanitário.

Tal como retrata a figura 3.2, um sistema de deposição em aterro sanitário caracteriza-se pela entrada de RU, água pluvial e consumíveis, nomeadamente: materiais de construção, na fase de construção do mesmo; electricidade, necessária para manter os sistemas de monitorização, extracção de biogás, etc.; combustíveis; água; e reagentes. Todos os consumíveis identificados têm já associados consumos e emissões a montante, devido aos seus próprios processos de produção, que têm de ser contemplados na ACV. Associadas a um aterro sanitário estão também uma estação de triagem e uma estação de tratamento de águas e lixiviados (ETAL), responsáveis por uma fracção dos consumos.

A decomposição da matéria orgânica leva à produção de biogás que em parte é captado, através de uma estação de captação e queima, sofrendo também emissões fugitivas directamente para a atmosfera. A estação de captação e queima de biogás transforma o

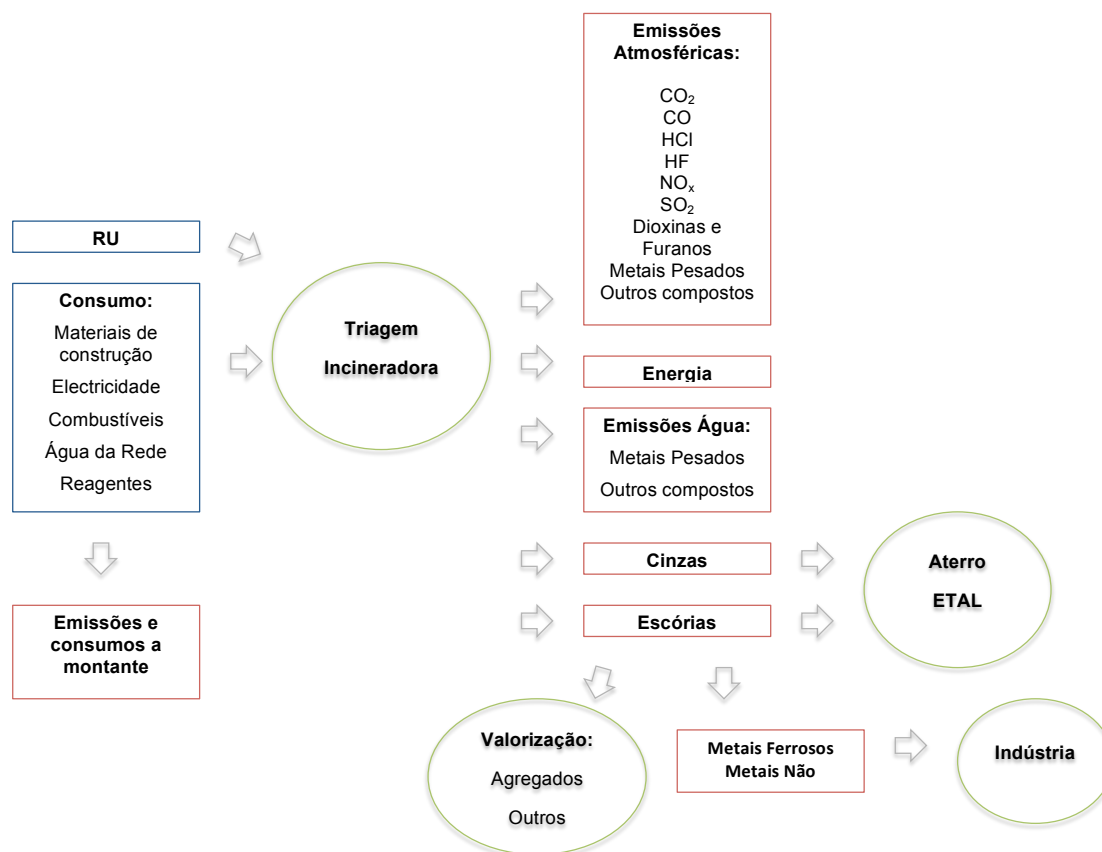


Figura 3.3: Diagrama conceptual de um sistema de incineração.

metano em dióxido de carbono, libertando-o posteriormente para a atmosfera, podendo também produzir energia eléctrica que se torna num *output* do sistema. Por outro lado, a ETAL tem também associadas emissões aquáticas de compostos, dependendo da sua tecnologia de tratamento, nomeadamente a nível de metais pesados e azoto. Esta pode descarregar directamente no meio, ou para colectores municipais.

Tal como a deposição em aterro, a incineração tem também como *inputs* os resíduos urbanos e consumíveis, alguns deles pontuais como os materiais de construção, e outros mais regulares como os combustíveis (figura 3.3). O processo de combustão de resíduos gera *outputs* a vários níveis, nomeadamente: emissões atmosféricas de compostos, energia eléctrica, efluentes líquidos, cinzas e escórias. As cinzas são inertizadas e depositadas em aterro, e as escórias sofrem extracção de metais que seguem como *input* para a indústria. As escórias são também valorizadas para fins como a produção de agregados ou cobertura de aterros.

Os diagramas conceptuais permitem visualizar todas as componentes envolvidas em cada um dos sistemas, facilitando assim a fase de análise de inventário, em termos de organização, pre-definição dos dados necessários, e definição da fronteira. Após compreensão da complexidade dos sistemas em análise, foi então realizada a fase de levantamento da dados, desenvolvida na secção seguinte.

3.3.2 Recolha de dados

Inicialmente, foi elaborada uma recolha de dados generalista que caracteriza a realidade nacional. Em primeiro lugar foi necessário identificar as várias entidades gestoras de RU a operar no continente. De seguida, enumeraram-se todos os aterros e incineradoras activos, explorados por cada entidade, tendo sido feito um levantamento das capacidades instaladas de cada uma destas infra-estruturas, e dos quantitativos recebidos anualmente. Numa última fase, foram recolhidas as caracterizações físicas dos RU recebidos por cada entidade. Estes foram obtidos através dos relatórios de resíduos urbanos publicados anualmente pela APA (APA, 2013b), e recorrendo quando necessário dos respectivos relatórios de sustentabilidade (ou relatórios de contas) de cada entidade.

Na escolha do método de inventário, foi necessário equacionar todas as componentes do sistema, a quantidade de informação necessária, e o tempo disponível para todo o processo, de forma a não condicionar a representatividade, significância, e clareza dos resultados. Deste modo, evidenciou-se a necessidade de abranger o máximo de informação possível, proveniente do menor número de fontes, de forma a minimizar os erros. Optou-se assim por duas vertentes na elaboração da análise de inventário: a utilização da base de dados do *Ecoinvent* e a utilização de dados de *inputs* e *outputs* reportados pela Lipor e pela Valorsul. A Valorsul disponibilizou também dados de emissões e consumos relativos aos Aterro Sanitário do Oeste. A metodologia seleccionada representa uma abordagem de *streamlined ACV*.

De modo a construir os inventários reais, associados às incineradoras, foi necessário recorrer aos relatórios de sustentabilidade e de contas da Lipor e da Valorsul. Uma vez que estes documentos não possuíam toda a informação necessária, recorreu-se directamente às entidades gestoras que disponibilizaram os restantes dados em falta, quando possível. Nesta fase foi necessário homogeneizar as unidades dos elementos reportados pelas duas entidades, através da sua conversão segundo o sistema internacional de unidades ou uma unidade que tornasse os dados compreensíveis. Houve também necessidade de equivaler e homogeneizar a quantidade de elementos reportados por cada entidade, de modo a não ocorrerem resultados incoerentes proporcionados pelo reporte de mais (ou menos) elementos.

Sendo o *Ecoinvent* uma completa ferramenta de inventário, esta constitui a base para o cálculo de resultados. Por outro lado, os dados reportados pelas entidades serviram como termo comparativo, de modo a validar os resultados gerados pelo *Ecoinvent*, no contexto nacional. No entanto, é importante ter em conta que o reporte de dados segue normalmente métodos variados de entidade para entidade, muitas vezes segundo valores estimados e não medidos, e em função das exigências legais de monitorização. Não há, portanto, homogeneidade na caracterização dos sistemas segundo os seus *inputs* e *outputs*, representando uma fonte pouco completa relativamente a uma base de dados, apesar de corresponder a dados reais.

3.3.3 Ecoinvent

A base de dados Ecoinvent, desenvolvida pelo Swiss Centre for Life Cycle Inventories, acomoda processos básicos frequentemente necessários em estudos de ACV. Compreende Inventários de Ciclo de Vida (ICV) de diversos sectores, entre os quais o tratamento de resíduos, reflectindo a produção e abastecimento com base nos padrões suíços e europeus. Esta base de dados apresenta a sua maior aplicabilidade ao contexto europeu. (Frischknecht e Rebitzer, 2005)

O Ecoinvent possui uma base de dados que permite inventariar as emissões de compostos, por tonelada de resíduos encaminhados para aterro. Os dados são gerados em função da selecção de uma tipologia de resíduos pre-definida ou, como é o caso, da introdução de novas tipologias que traduzem a percentagem de composição de cada categoria de resíduos. A capacidade instalada do aterro em questão é também um requisito de entrada no modelo, de forma a inventariar as emissões associadas à infra-estrutura.

Tal como foi referido no Capítulo 2.2, a caracterização dos RU baseia-se na Portaria nº851/2009 de 7 de Agosto e é reportada pelas entidades em 14 categorias. O Ecoinvent, por seu lado, possui categorias de resíduos pré-definidas, tendo sido seleccionadas as que se enquadram na constituição dos resíduos urbanos portugueses. Identificaram-se assim 12 categorias. A tabela 3.1 apresenta as categorias incluídas em cada uma das modalidades (portuguesa e do modelo).

Tabela 3.1: Categorias de resíduos incluídas na caracterização portuguesa, à esquerda, e na caracterização do modelo *Ecoinvent*, à direita.

Categorias Portuguesas	Categorias Ecoinvent
1 Papel/Cartão	1 Paper
2 Plástico	2 Mixed cardboard
3 Perigosos	3 Plastics
4 Putrescíveis	4 Hazardous waste
5 Verdes	5 Compostable material
6 Volumosos	6 Natural wood
7 Têxteis	7 Textiles
8 Têxteis Sanitários	8 Combined goods
9 Vidro	9 Glass
10 Compósitos	10 Laminated packaging
11 Finos < 20 mm	11 Electronic goods
12 Madeira	12 Inert metals
13 Metais	
14 Outros Resíduos	

Uma vez que a caracterização de resíduos segundo a legislação portuguesa apresenta maior número de categorias do que as identificadas no modelo Ecoinvent, tornou-se necessário converter as 14 categorias portuguesas nas 12 do modelo, como se apresenta na tabela 3.2. A primeira coluna da tabela corresponde às categorias portuguesas, e a segunda coluna diz respeito às categorias do Ecoinvent para a qual foram alocadas as categorias da coluna anterior. A terceira coluna representa as percentagens segundo as quais

Tabela 3.2: Equivalência entre as categorias de resíduos portuguesas e as categorias do *Ecoinvent*.

Categoria Reportada	Categoria Ecoinvent	%
Papel/Cartão	Paper	50%
	Mixed cardboard	50%
Plástico	Plastics	100%
Perigosos	Hazardous waste	100%
Putrescíveis	Compostable material	100%
Verdes	Natural wood	100%
Volumosos	Natural wood	PP
	Textiles	PP
	Electronic goods	PP
	Inert metals	PP
Têxteis	Textiles	100%
Têxteis sanitários	Combined goods	100%
Vidro	Glass	100%
Compósitos	Laminated packaging	99,82%
	Electronic goods	0,18%
Finos < 20mm	Paper	PP
	Mixed cardboard	PP
	Plastics	PP
	Compostable material	PP
	Textiles	PP
	Glass	PP
Madeira	Natural wood	100%
Metais	Inert metals	100%
Outros resíduos	Paper	PP
	Mixed cardboard	PP
	Plastics	PP
	Hazardous waste average	PP
	Compostable material	PP
	Natural wood	PP
	Textiles	PP
	Combined goods	PP
	Glass	PP
	Laminated packaging	PP
	Electronic goods	PP
	Inert metals	PP

Nota: PP corresponde à aplicação de percentagens proporcionais à sua constituição na caracterização inicial.

foi realizada essa alocação. Algumas das categorias têm equivalência directa, sendo atribuída a mesma percentagem, como é o caso dos plásticos, perigosos, putrescíveis, têxteis, têxteis sanitários, vidro e metais.

No caso das categorias de verdes e madeira, foram ambas incluídas na categoria *natural wood*. A categoria de papel/cartão foi dividida entre *paper* e *mixed cardboard* em igual percentagem. No caso dos compósitos, como esta categoria inclui embalagens ECAL e pequenos aparelhos electrodomésticos, foi distribuída entre *laminated packaging* e *electronic goods*, segundo percentagens de 99,82% e 0,18%, respectivamente. Esta proporção

foi baseada na constituição dos RU em pequenos aparelhos electrodomésticos reportada pela APA em 2010 (APA, 2011c), uma vez que não foram reportados valores para esta categoria relativos a 2011. Os resíduos volumosos e resíduos finos, sendo categorias que englobam várias outras em termos da sua constituição, foram distribuídas em algumas categorias do modelo Ecoinvent segundo o tipo de materiais que tipicamente incluem, em percentagens proporcionais às que estas últimas categorias representam na constituição total dos resíduos. A categoria outros resíduos foi, segundo a mesma metodologia, distribuída pelas 12 categorias do Ecoinvent.

Através da caracterização dos resíduos segundo as novas categorias, os valores são inseridos no modelo Ecoinvent, bem como a capacidade instalada do aterro ou em questão. Obtém-se assim os inventários de emissões, organizados por categorias de destino das emissões, nomeadamente: ar, água ou solo. É importante ter em conta que a análise assume que a composição de RU publicada pela APA é representativa dos resíduos depositados. Esta assunção apresenta as suas limitações, uma vez que outro tipo de resíduos podem ser depositados no mesmo aterro, como de construção e demolição, lamas das ETAL, ou resíduos industriais banais (RIB). No caso das incineradoras, foi utilizada a mesma metodologia para converter as categorias de resíduos, de modo a obter as emissões através do modelo.

3.4 Avaliação de impactes

Na etapa de avaliação de impactes foi utilizado o método Ecoblok (Melo e Pegado, 2002; Melo, Galvão, Margarido e Flôxo, 2010), uma vez que representa uma ferramenta que produz resultados padronizados, fornecendo informação ambiental significativa. Este segue uma abordagem de ciclo de vida, cumprindo os elementos obrigatórios da avaliação e impactes, referidas na ISO 14040:2006.

Esta etapa da ACV consiste na conversão dos resultados do inventário de ciclo de vida em efeitos ambientais. Neste caso, o Ecoblok gera indicadores que correspondem essencialmente a pressões ambientais, de acordo com a nomenclatura do modelo DP-SIR, desenvolvido pela *Organisation for Economic Co-operation and Development* (OCDE) e adoptado pela Agência Europeia do Ambiente (EEA, 2005). O DPSIR representa uma estrutura causal que descreve as interações entre a sociedade e o ambiente, segundo as categorias: forças motrizes, pressões, estados; impactes e respostas. O Ecoblok baseia-se em seis indicadores, que se enquadram na categoria de pressões ambientais, enunciando-se de seguida:

- Captação de água (WA);
- Extracção de recursos (RE);
- Uso do solo (LU);
- Emissão de gases com efeito de estufa (GHG)

- Poluição do ar (PA);
- Poluição da água e solo (PWL);

Cada indicador é calculado a partir de uma ou mais variáveis, que têm um peso atribuído através de factores de equivalência que traduzem a sua significância ambiental. A partir dos resultados de cada indicador, obtém-se o perfil ambiental do sistema em análise. Na secção seguinte apresenta-se a metodologia de cálculo dos indicadores, desenvolvendo-se acerca dos seus fundamentos, factores de equivalência e critérios de cálculo.

Indicadores Ecoblok

De um modo geral, os indicadores Ecoblok seguem a equação 3.1, que realiza o somatório dos produtos entre quantidade de cada variável (Q) e o respectivo factor de equivalência (feq). Os factores de equivalência (feq) usados baseiam-se nos critérios objectivos, técnicos e regulamentares (Sousa, 2012) específicos de cada indicador, e apresentados na tabela 3.3.

$$I_i = \sum (Q_{ij} \times feq_{ij}) \quad (3.1)$$

I_i - indicador Ecoblok i expresso em unidades equivalentes;

Q_{ij} - quantidade mensurável da variável j para o indicador i ;

feq_{ij} - factor de equivalência da variável j para o indicador i .

Cada indicador Ecoblok agrupa informação acerca de um tipo de pressão ambiental diferente, apresentado distintos critérios de cálculo. Na tabela 3.3 apresenta-se uma síntese dos indicadores, e respectivas definições e critérios de cálculo.

Tabela 3.3: Critérios de cálculo de cada indicador Ecoblok. Fonte: Sousa, 2012.

Indicador	Definição	Factores considerados
Captação de água (WA)	Água extraída da natureza, deduzido o retorno em qualidade e localização equivalente.	Intensidade de exploração dos recursos hídricos.
Extracção de Recursos (RE)	Recursos biológicos ou minerais, excepto água, extraídos da natureza.	Renovabilidade e disponibilidade dos materiais.
Uso do solo (LU)	Área ocupada ou utilizada.	Valor ecológico e social do território; papel na regulação do ciclo hídrico; práticas agrícolas.
Emissão de gases com efeito de estufa (GHG)	Emissão de gases com efeito de estufa.	Potencial de aquecimento global.
Poluição do ar (PA)	Emissão de poluentes para a atmosfera, excepto GEE.	Toxicidade ou perigosidade equivalente.
Poluição da água e solo (PWL)	Emissão de poluentes para o meio hídrico e para o solo.	Toxicidade ou perigosidade equivalente.

No caso da **captação de água (WA)**, o indicador mede a intensidade do uso de água, em função da quantidade extraída, e tendo em conta a sua origem natural e disponibilidade hídrica. O feq deste indicador é obtido pelo quociente entre a quantidade de água captada e a quantidade sustentável de extracção, como indica a equação 3.2.

$$feq(WA) = \frac{Q_{captado}}{Q_{sustentavel}} \quad (3.2)$$

Quando não há informação disponível acerca do quantidade sustentável de extracção, pode usar-se a intensidade de exploração através da razão entre a quantidade de água captada e a quantidade naturalmente disponível. Se a intensidade de exploração for superior a 10%, pode significar que a extracção é ambientalmente insustentável (OCDE, 2003), devendo ser penalizada. Assim sendo, o feq(WA) assume os seguintes valores:

- Quando a intensidade de exploração for inferior a 10% deve atribuir-se ao feq o valor de 1;
- Caso a intensidade de exploração seja superior a 10% deve atribuir-se o resultado do quociente.

O indicador **extracção de recursos (RE)** considera a quantidade de recursos consumidos, em função dos quantitativos extraídos da natureza, do seu *stock* e capacidade de renovação. O feq da extracção de recursos - feq(RE) - penaliza o uso de recursos com maior escassez segundo os seguintes critérios:

- Um recurso com duração de *stock* de 100 anos ou mais, como produtos agrícolas, é atribuído ao feq o valor 1;
- Um recurso com duração de *stock* inferior a 100 anos, como madeira de florestas primárias ou petróleo, o feq atribuído é a razão entre 100 e os anos de duração do *stock*;
- Materiais reciclados ou reutilizados têm um feq de zero.

Segundo Sousa, 2012, considera-se como *stock* existente os recursos disponíveis passíveis de serem explorados de forma legal, economicamente rentável e ambientalmente aceitável. É usado o horizonte temporal de 100 como referência, uma vez que uma gestão adequada dos recursos, numa perspectiva de desenvolvimento sustentável, implica considerar as gerações futuras e a disponibilidade dos recursos para essas gerações (Matos, 2012). É importante anotar que a duração dos *stocks* depende do mercado, nomeadamente do preço e procura, bem como das tecnologias disponíveis (Macedo, Sobral e Melo, 2005).

O indicador **uso do solo (LU)** tem em conta a área ocupada ou utilizada, em função do seu valor ecológico, social e ambiental. Apesar do solo não ser consumido pelas actividades, a sua utilização para um determinado uso pode inviabilizá-lo para outros

usos, presentes ou futuros (Sousa, 2012). Deste modo, o feq deste indicador - feq(LU) - considera três pontos chave (Sousa, 2012): (1) Serviços ambientais prestados pelo solo, alguns deles como a regulação do ciclo hídrico e diversidade biológica são avaliados pela quantidade de área classificada como área protegida; (2) Práticas agrícolas; (3) Grau de destruição do solo, que considera a construção de áreas urbanas e outras infraestruturas como vias de comunicação, actividades extractivas, barragens e aterros; a destruição recente de solo de boa qualidade é penalizada, enquanto que a destruição de solo de qualidade inferior ou mais antiga não é considerada tão severa.

O feq(LU) tem um valor entre 0 e 10, segundo os seguintes critérios:

- Solo prestador de serviços ambientais e culturais, classificado como área protegida é atribuído um feq entre 0 e 1;
- Solo com ocupação humana sustentável, é atribuído um feq de 1;
- Solo sujeito a práticas insustentáveis, é atribuído um feq entre 1 e 4;
- Solo destruído antes de 1972, é atribuído um feq de 4;
- Solo destruído após 1972, dependendo da data de destruição e da qualidade do solo, é atribuído um feq entre 4 e 10.

A **emissão de gases com efeito de estufa (GHG)** reflecte a importância das alterações climáticas, tendo em conta o potencial de aquecimento global, expresso através da massa equivalente de CO_2 necessária para produzir o mesmo efeito, ou seja, CO_2 equivalente (Matos, 2012). O feq(GHG) é atribuído segundo a metodologia do *Painel Intergovernamental para a Alterações Climáticas* (IPCC). No presente caso de estudo, este indicador está essencialmente relacionado com as emissões de metano, no caso dos aterros, e com as emissões de dióxido de carbono fóssil associadas ao processo de incineração de resíduos.

Por fim, os indicadores **poluição do ar (PA)** e **poluição da água e solo (PWL)** incluem as emissões tóxicas e ecotóxicas para o ar e para a água e solo (Sousa, 2012), possuindo a mesma abordagem de cálculo. Esta é função da quantidade de poluente emitido para cada um dos três meios receptores referidos, e o seu feq é atribuído com base na perigosidade de cada substância. O Ecoblok segue a lista de poluentes do Regulamento *Pollutant Release and Transfer Register* (PRTR), com excepção dos gases com efeito de estufa (GEE) que já foram incluídos no indicador anterior, utilizando os limiares de emissão presentes no regulamento referido. Os feq dos indicadores PA e PWL são calculados dividindo um limiar de referência pelo limiar de cada poluente, como expressa a equação 3.3.

$$feq_{ij} = \frac{L_{REFi}}{L_{ij}} \quad (3.3)$$

feq_{ij} - factor de equivalência para o poluente j , indicador i ($i = PA$ ou PWL);

L_{REFi} - limiar de emissão para o poluente de referência do indicador i ;

L_{ij} - limiar de emissão para o poluente j , indicador i .

Quanto mais elevado for o valor do feq, maior perigo o poluente representa. Os poluentes de referência, usados pelo Ecoblok, para o cálculo do feq são os óxidos de azoto para o ar e o azoto total, para a água e solo.

No âmbito desta análise de ciclo de vida, foram calculados os vários indicadores descritos, que definem o método Ecoblok. Os resultados gerados apresentam-se no capítulo seguinte, encontra-se estruturados segundo as categorias de indicadores apresentadas.

4

Resultados e Discussão

O presente capítulo encontra-se organizado em duas partes, a primeira corresponde à fase de análise de inventário da ACV, onde se inclui os inventários de emissões obtidos para os aterros e incineradoras, através do *Ecoinvent* e através da recolha de dados realizada. A segunda parte diz respeito à avaliação de impactes de ciclo de vida, encontrando-se organizada segundo os seis indicadores do método Ecoblok. Estes foram calculados para os quatro cenários estudados: cenário base e cenário PERSU II para a deposição em aterro, cenário base sem expansão de sistema (onde se incluem as variantes de recolha de inventário e inventário do *Ecoinvent*) e com expansão de sistema para a incineração.

4.1 Análise de Inventário

Através da recolha dos quantitativos encaminhados para as operações de deposição em aterro e incineração, é possível fazer uma caracterização inicial do sistema de gestão de RU português ao longo do ano de 2011. Tal como demonstra a figura 4.1, e em conformidade com a revisão bibliográfica realizada, verifica-se que a deposição em aterro, a vermelho, representa uma fatia bastante superior relativamente à incineração, a azul. Estas proporções são enquadradas no facto de apenas existirem duas incineradoras em Portugal continental, em comparação com os 34 aterros em operação. Ainda assim, como as incineradoras se localizam nos pólos de maior densidade populacional, e consequentemente onde há maior produção de RU, acabam por ser o destino de uma considerável proporção dos resíduos.

Relativamente à caracterização física dos RU recolhidos por cada entidade, apresentados na tabela 4.1, estes apresentam proporções semelhantes, verificando-se algumas

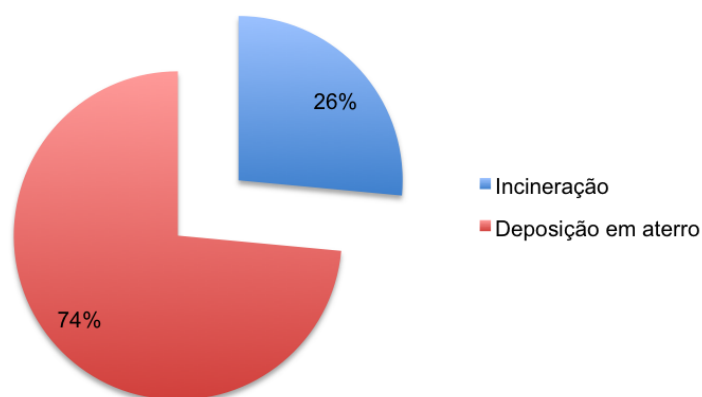


Figura 4.1: Proporções de RU encaminhados para as operações de deposição em aterro e incineração.

variações pontuais. Por exemplo, pode constatar-se que a Lipor, a Ambisousa e a Ecoléziria apresentam maiores percentagens de plásticos, possivelmente por serem entidades que gerem resíduos de centros urbanos muito populados. Por outro lado, verifica-se que a Braval e a Resitejo se destacam pelas maiores percentagens de putrescíveis nos seus RU, com cerca de 66% e 60%, respectivamente.

Tabela 4.1: Caracterização física dos RU recolhidos por cada entidade gestora.

Entidade	Papel/ Cartão	Composição (%)												
		Plástico	Perigosos	Putrescíveis	Verdes	Volumosos	Têxteis	Têxteis Sanitários	Vidro	Compósitos	Finos < 20mm	Madeira	Metais	Outros Resíduos
Valorminho	10,19%	8,47%	0,45%	44,31%	0,00%	0,00%	4,80%	5,45%	4,42%	3,30%	12,47%	0,61%	1,83%	3,70%
Resulima	12,80%	9,40%	0,60%	42,30%	0,00%	0,00%	4,00%	4,90%	7,80%	2,90%	10,80%	0,40%	1,60%	2,50%
Braval	8,60%	6,30%	0,60%	66,00%	1,50%	0,20%	3,60%	3,30%	3,80%	2,50%	1,80%	0,40%	1,30%	0,10%
Resinorte	9,90%	9,80%	0,50%	47,00%	0,00%	0,00%	5,90%	5,70%	3,40%	3,50%	9,30%	0,90%	1,90%	2,20%
Lipor	11,40%	13,10%	0,10%	41,30%	0,00%	0,00%	5,10%	7,10%	5,70%	2,80%	0,00%	1,20%	2,00%	10,20%
Ambisousa	10,90%	15,10%	1,30%	32,70%	5,10%	1,60%	5,80%	5,60%	3,50%	5,80%	6,60%	1,70%	3,80%	0,70%
SulDouro	11,70%	8,80%	0,40%	40,00%	0,20%	0,20%	2,90%	4,80%	7,40%	2,70%	10,50%	0,70%	1,40%	8,30%
R. Nordeste	13,40%	9,10%	0,00%	44,30%	0,00%	0,00%	5,20%	0,00%	2,20%	7,10%	14,60%	1,20%	2,70%	0,10%
Valoris	10,90%	9,10%	0,40%	43,50%	0,02%	4,40%	3,30%	6,00%	2,80%	3,20%	11,30%	0,40%	1,60%	3,10%
ERSUC	10,00%	9,00%	0,04%	47,10%	0,00%	0,00%	3,90%	6,60%	3,20%	3,00%	12,90%	0,40%	1,60%	2,40%
Planalto Beirão	11,20%	12,00%	0,10%	48,00%	0,60%	0,50%	4,80%	5,80%	2,30%	2,70%	8,80%	0,30%	2,00%	1,00%
Resistrela	11,20%	9,70%	0,20%	43,10%	0,00%	0,00%	4,60%	6,30%	3,30%	3,80%	12,50%	0,50%	2,10%	2,80%
Valnor	13,30%	10,03%	0,51%	40,98%	0,00%	0,00%	3,17%	4,96%	5,33%	3,41%	12,69%	0,48%	1,87%	3,26%
Valorsul	18,80%	9,10%	0,30%	36,30%	0,20%	0,60%	3,70%	5,80%	8,20%	2,50%	10,20%	1,00%	1,70%	1,70%
Ecoléziria	8,39%	15,69%	0,01%	44,01%	0,00%	0,00%	4,38%	8,00%	2,35%	3,29%	9,93%	1,04%	1,73%	1,22%
Resitejo	12,32%	6,34%	0,35%	59,51%	0,00%	0,00%	4,93%	0,70%	2,11%	1,41%	8,45%	1,06%	1,06%	1,76%
Amarsul	12,35%	8,54%	0,49%	37,74%	4,84%	2,69%	2,49%	4,61%	5,86%	3,96%	10,19%	1,39%	1,60%	3,25%
Gesamb	13,60%	11,90%	0,10%	34,40%	1,90%	1,30%	2,40%	7,90%	5,70%	2,70%	12,80%	1,80%	1,90%	1,80%
Ambilital	13,82%	12,74%	0,01%	35,17%	0,00%	0,00%	6,13%	8,05%	4,63%	5,66%	10,71%	0,53%	2,56%	0,00%
AMCAL	9,70%	10,86%	0,00%	45,20%	0,00%	0,00%	3,55%	0,00%	2,45%	1,10%	18,69%	0,65%	0,80%	7,00%
Resialentejo	10,03%	9,90%	0,12%	38,79%	0,00%	9,57%	2,61%	3,08%	5,37%	1,58%	10,78%	0,75%	1,61%	5,82%
ALGAR	12,99%	9,82%	0,10%	34,37%	4,00%	9,71%	2,59%	3,28%	6,97%	2,74%	8,74%	0,74%	1,78%	2,16%

Após este levantamento inicial de dados, prosseguiu-se para a produção dos inventários de emissão. Em primeiro lugar, geraram-se os inventários de emissão relativos aos aterros, através da base de dados *Ecoinvent*. Os inventários de emissões obtidos apresentam-se no anexo A, uma vez que consistem em tabelas bastante extensas. As tabelas apresentam o valor médio das emissões de cada composto, calculado através da

média dos 28 aterros considerados, seguido dos valores máximo e mínimo obtidos.

Através dos inventários gerados verificou-se que as emissões atmosféricas mais elevadas, no caso do cenário base dos aterros, correspondem ao dióxido de carbono (120 kg/t RU) e metano (18 kg/t RU), especialmente de origem biogénica. Estes resultados seriam de esperar, uma vez que, tal como vários autores já identificaram, as emissões destes compostos são as características deste tipo de infra-estrutura.

Segundo os dados da Valorsul, relativos ao Aterro Sanitário do Oeste (ASO), a percentagem de metano no biogás encontra-se entre os 45% e os 55% (tabela 4.2), indiciando que o aterro se encontra na fase metânica, segundo a curva de G. Tchobanoglous, Theisen e Vigil, 1993. Esta situação verifica-se provavelmente para todos os aterros estudados, uma vez que todos eles se encontram em exploração à mais de 10 anos. Segundo os pressupostos do modelo *Ecoinvent*, esta fase inicia-se ao fim de dois anos de deposição, e Lo, 1996, estudou aterros cujas condições metanogénicas se estabeleceram ao fim de um ano.

Tabela 4.2: Composição do biogás do ASO ao longo do ano de 2012.

Parâmetro		2º Semestre	3º Semestre	4º Semestre
Metano	%	44,4	46,7	54,4
Dióxido de Carbono	%	33,3	30,5	35,1
Oxigénio	%	3,4	3,1	2,3
Ácido Sulfídrico	%	0,0011	0,0011	0,0065
Azoto	%	18,9	19,7	8,2
Poder Calorífico Inferior Metano	GJ/m ³	0,0162	0,0165	0,018

Relativamente às emissões para a água, os parâmetros com valores mais elevados dizem respeito à carência química de oxigénio (CQO), carbono orgânico total, carbono orgânico dissolvido, que apresentam valores de 68 kg/t RU no primeiro caso, e 62 kg/t RU nos últimos dois casos. Usando também como base a caracterização do efluente do ASO, apresentado no anexo D, verifica-se que os valores médios de CBO_5 relativos a 2011 e 2012 são de cerca de 0,2 g/L e 0,3 g/L respectivamente. Apesar destes valores corresponderem ao efluente pré-tratado, pode verificar-se que os valores de pH têm aumentado entre 2009 e 2012, indiciando também que o aterro se encontra na fase metânica.

No caso das incineradoras, destacam-se também as emissões atmosféricas de dióxido de carbono, para qualquer um dos cenários, como seria também de esperar. Os inventários de emissão obtidos para o cenário base, através do *Ecoinvent* e segundo os dados reportados pelas entidades, apresentam-se no anexo B. Verifica-se que segundo os dados do *Ecoinvent*, as emissões de CO_2 são de 1 061 kg/t RU e 1 026 kg/t RU respectivamente para a incineradora da Lipor e Valorsul.

A partir destes valores de inventário calculou-se os indicadores do Ecoblock, que asseguir se apresentam. De modo a simplificar a apresentação dos dados ao longo da discussão, optou-se por apresentar os indicadores médios relativos aos aterros, sendo que no anexo C é possível consultar os resultados para cada aterro.

4.2 Avaliação de Impactes

4.2.1 Emissão de gases de estufa

Nesta secção, encontram-se os resultados do indicador emissão de gases de estufa para os oito casos estudados: incineração da Lipor e Valorsul segundo o inventário do *Ecoinvent*, segundo dados recolhidos e utilizando uma expansão de sistema; deposição em aterro sanitário segundo o cenário base de 2011 e o cenário de cumprimento das metas do PERSU II. A tabela 4.3 apresenta os valores obtidos para cada um dos cenários referidos, encontrando-se organizada segundo o tipo de operação de tratamento de RU, origem do inventário de emissões, cenário em questão e por fim, valor do indicador GHG.

Tabela 4.3: Emissões de GEE associados a cada caso de estudo.

Tipo	Inventário	Cenário	GHG
			kg CO ₂ eq/t RU
CVE - Lipor	Ecoinvent	Base 2011	1,09E+03
CVE - Lipor	Dados recolhidos	Base 2011	5,27E+02
CVE - Lipor	Dados recolhidos	Expansão Sistema	5,24E+02
CVE - Valorsul	Ecoinvent	Base 2011	1,06E+03
CVE - Valorsul	Dados recolhidos	Base 2011	9,54E+02
CVE - Valorsul	Dados recolhidos	Expansão Sistema	8,17E+02
Aterro médio	Ecoinvent	Base 2011	5,55E+02
Aterro médio	Ecoinvent	PERSU II	5,18E+02

Segundo os resultados obtidos, verifica-se que as incineradoras apresentam emissões mais elevadas do que os aterros sanitários, com valores na ordem dos 1 000 kg CO₂e/t RU comparativamente a 500 kg CO₂e/t RU. Estes resultados podem estar relacionados com a eficiência de combustão do sistema de queima de biogás em comparação com o sistema de incineração, uma vez que o biogás representa um combustível mais "puro", podendo gerar menos poluentes no processo de combustão. No entanto, se estivéssemos a considerar a produção de electricidade como unidade de medida, provavelmente as emissões de gases com efeito de estufa por unidade de energia produzida seriam superiores no caso dos aterros, uma vez que uma incineradora consegue produzir mais energia por unidade de resíduos do que uma central energética de biogás (Kaplan et al., 2009).

Por outro lado, o *Ecoinvent* considera como pressuposto que as emissões difusas de biogás são cerca de 47%, no entanto, o valor de referência para um aterro em fase de operação pode chegar aos 70% (Boer et al., 2005), tendo tendência a diminuir após o seu encerramento. Um segundo pressuposto do modelo, possivelmente optimista em relação à realidade, consiste em considerar que a fase ácida dura apenas os primeiros dois meses após deposição dos resíduos, e a fase metânica dura cerca de 30 anos. No entanto, a fase ácida pode durar vários anos dependendo dos aterros (Lo, 1996), e a fase metânica pode durar até 50 anos (Tabasaran, 1981). Por estas razões, pode considerar-se que o *Ecoinvent* representa uma perspectiva optimista no que respeita às emissões de metano, e portanto,

isso levar a que o resultado do indicador GHG seja mais reduzido.

Relativamente aos resultados da central de valorização energética (CVE) da Lipor, segundo o inventário do *Ecoinvent* são de 1 095 kg CO_2e/t RU apresentando alguma discrepância em comparação com as emissões reportadas, de 527 kg CO_2e/t RU. Esta variação pode estar relacionada com o facto de o modelo assumir pressupostos padrão, em termos de tratamento dos gases de escape, ou mesmo em relação ao próprio processo de combustão, podendo a Lipor ter um sistema mais eficiente em relação aos pressupostos no modelo, e ao da Valorsul.

Segundo dados do IPCC (Johnke, 2003), as emissões de CO_2 associadas à incineração de RU encontram-se tipicamente entre 700 kg/t RU e 1 200 kg/t RU, levando a considerar a possibilidade de existir alguma falha na medição/reporte das emissões pela própria entidade, uma vez que as suas emissões atmosféricas são reportadas directamente em CO_2e , no âmbito da pegada carbónica elaborada pela própria entidade.

No caso da CVE da Valorsul, os resultados segundo o inventário do *Ecoinvent* e os dados recolhidos apresentam valores bastante próximos, de 1 058 kg CO_2e/t RU e 954 kg CO_2e/t RU respectivamente. A ocorrência de resultados mais elevados segundo o inventário do *Ecoinvent* é aceitável, uma vez que este contempla mais parâmetros, acabando por ser mais minucioso. Também no caso dos cenários com expansão de sistema, os valores apresentados fazem sentido, uma vez que estes traduzem o desconto de emissões associadas às funções secundárias do sistema de incineração, nomeadamente: valorização de escórias, produção de energia eléctrica e extracção de metais das escórias.

Comparando os resultados entre as emissões médias no cenário base de aterro, e no cenário PERSU II, verifica-se que o desvio dos resíduos urbanos biodegradáveis (RUB) representa uma redução média de cerca de 6% nas emissões de gases de estufa por tonelada de RU depositado. Tendo em conta que em 2011 foram depositados cerca de 2 879 milhares de toneladas em aterro, esta redução significaria a emissão de menos 106 milhares toneladas CO_2e para atmosfera.

Na figura 4.2, apresentam-se os resultados das emissões de gases de estufa para cada um dos 28 aterros considerados, sendo que o gráfico azul corresponde ao cenário base 2011 e o gráfico vermelho ao cenário PERSU II, que prevê a redução dos RUB encaminhados para aterro.

Verifica-se, através do gráfico que todos os aterros apresentam emissões com valores próximos, situadas essencialmente entre 500 e 600 kg CO_2e/ton RU. Apesar de estes valores poderem ser considerados optimistas, existe bibliografia que considera o valor de 300 kg CO_2e/ton RU como factor de emissão médio associado a um aterro (WRI, 2013). Normalmente, os resultados elevados deste tipo de emissões estão associados à elevada fracção de resíduos biodegradáveis presentes nos RU, como acontece no caso dos RU recolhidos em Portugal, tipicamente na ordem dos 40% a 50%.

Como seria de prever, a redução da fracção biodegradável, representada pelo cenário PERSU II, faz diminuir as emissões de gases de estufa uma vez que existe menos matéria orgânica disponível para o processo de digestão anaeróbia. Entre os vários aterros,

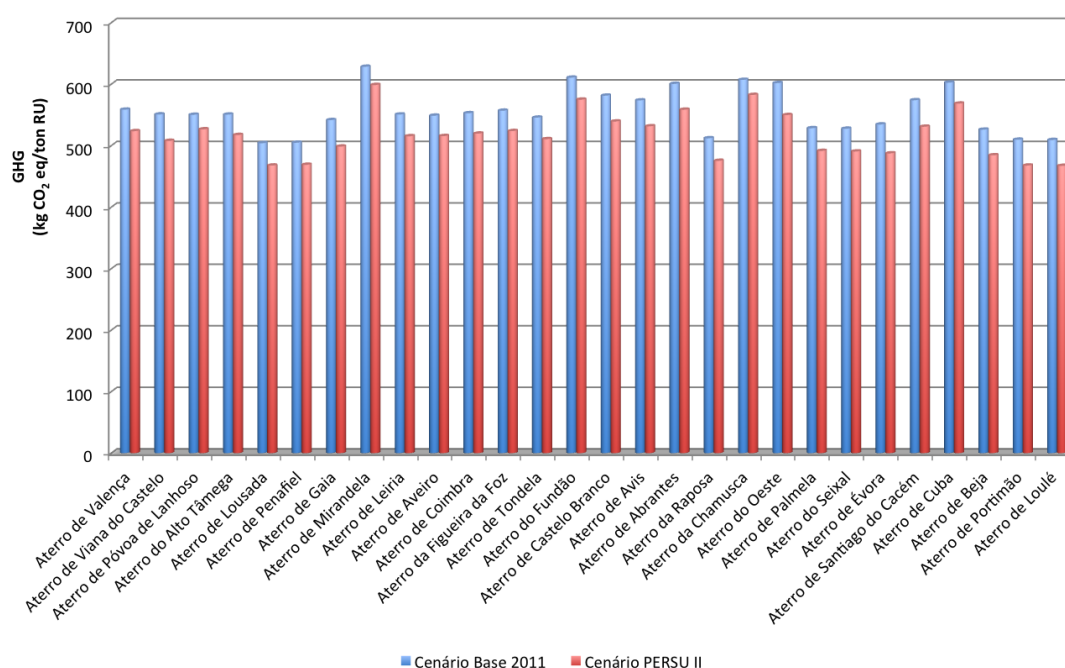


Figura 4.2: Emissão de gases de estufa dos aterros sanitários estudados.

destacam-se os de Mirandela e do Fundão como tendo as emissões mais elevadas, e os aterros da Lousada e Penafiel com as emissões mais baixas.

Tendo em conta os resultados obtidos segundo o *Ecoinvent*, os dados recolhidos, e os valores da bibliografia, constata-se que os resultados da base de dados *Ecoinvent* se encontram enquadrados e podem ser considerados válidos para o caso português em análise, considerando as limitações associadas à aplicação de um modelo teórico. No entanto, na ausência de dados completos de monitorização, os resultados obtidos de forma teórica representam já um ponto de partida para caracterizar a realidade portuguesa.

4.2.2 Emissões atmosféricas

O indicador emissões atmosféricas inclui todos os compostos emitidos para o ar, excluindo apenas os gases de estufa. A tabela 4.4 apresenta os resultados do indicador PA para os oito casos estudados, segundo a mesma estrutura da tabela do indicador GHG. Verifica-se que para o caso das incineradoras, os resultados obtidos a partir do *Ecoinvent* são consideravelmente superiores aos que resultaram dos dados recolhidos, respectivamente na ordem de 10 kg NO_x /t RU e 1 kg NO_x /t RU. Estes resultados podem explicar-se tendo em conta que o modelo elabora uma exaustiva lista de compostos. As entidades gestoras reportam normalmente menos compostos, acabando por se cingir mais aos legislados.

Tal como no caso dos GHG, o indicador PA apresenta valores inferiores nos cenários de expansão de sistema, em relação aos cenários base 2011, que da mesma forma seria expectável, uma vez que se está a descontar emissões segundo as funções secundárias da

Tabela 4.4: Emissões atmosféricas associados a cada caso de estudo.

Tipo	Inventário	Cenário	PA kg NO _x eq/t RU
CVE - Lipor	Ecoinvent	Base 2011	11
CVE - Lipor	Dados recolhidos	Base 2011	0,94
CVE - Lipor	Dados recolhidos	Expansão Sistema	0,83
CVE - Valorsul	Ecoinvent	Base 2011	11
CVE - Valorsul	Dados recolhidos	Base 2011	1,4
CVE - Valorsul	Dados recolhidos	Expansão Sistema	1,3
Aterro médio	Ecoinvent	Base 2011	1,5
Aterro médio	Ecoinvent	PERSU II	1,5

incineradora.

Comparando ambas as operações, e considerando os resultados segundo o *Ecoinvent*, as CVE emitem este tipo de gases em maior quantidade, relativamente aos aterros que apresentam um valor de emissão em média de 1,5 kg NO_xeq/ton RU. O cenário PERSU II verifica um pequeno impacto nas emissões atmosféricas dos aterros, com uma redução de cerca de 3,5%. Na figura 4.3 apresentam-se os resultados das emissões para cada aterro estudado, as barras a azul dizem respeito ao cenário base 2011 e as barras a vermelho ao cenário PERSU II.

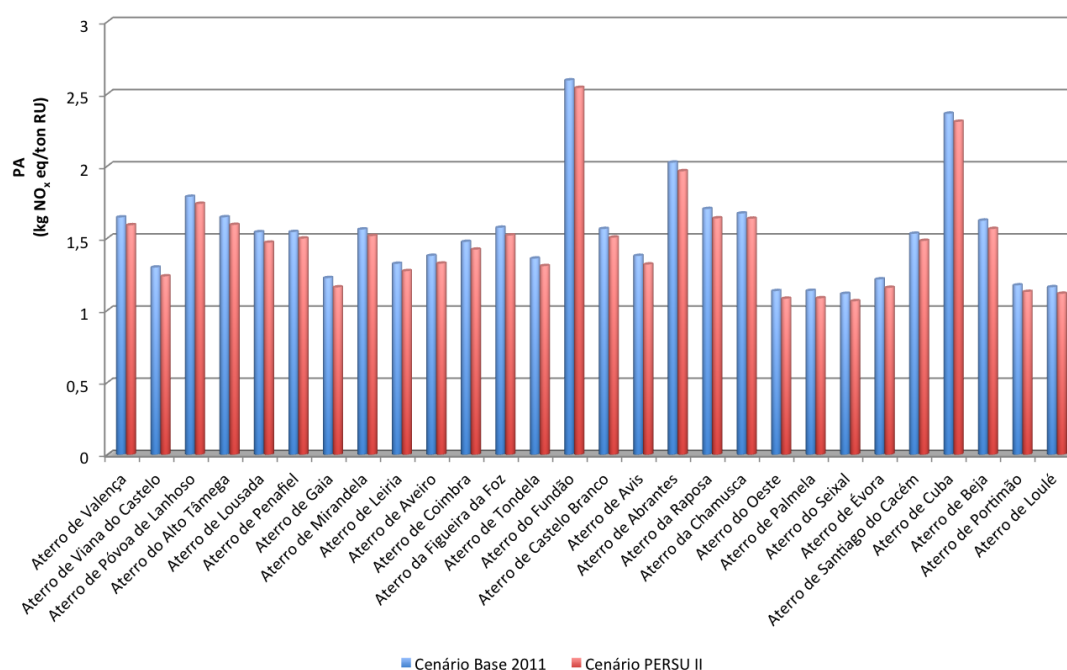


Figura 4.3: Emissões atmosféricas dos aterros sanitários estudados.

Os resultados deste indicador apresentam uma pequena variação entre os diversos

aterros, encontrando-se na sua maioria entre valores 1 e 2,6 kg NO_x eq/ton RU. Destacam-se os aterros do Fundão, Cuba e Abrantes por possuírem as emissões mais elevadas, respectivamente 2,6 kg NO_x eq/ton RU, 2,4 kg NO_x eq/ton RU, e 2 kg NO_x eq/ton RU. Em oposição, os aterros do Oeste, Palmela e Seixal apresentam os valores mais reduzidos. É possível identificar uma relação inversamente proporcional entre o indicador PA e a dimensão do aterro, uma vez que os aterros do Fundão, Cuba e Abrantes correspondem a infra-estruturas de menores dimensões e capacidade instalada. Por outro lado os aterros de Palmela e Seixal são dos que apresentam maiores dimensões. Os valores de PA podem depender também da constituição dos resíduos depositados.

4.2.3 Emissões para a água e solo

As emissões para a água e solo (PWL) apresentam-se na tabela 4.5, que traduz essencialmente os valores de emissões para a água, para os cenários base de incineração da Lipor e Valorsul, segundo o *Ecoinvent*, e para ambos os cenários de deposição em aterro (base 2011 e PERSU II). Para estes indicadores não foi possível obter informação segundo os dados recolhidos das CVE, tendo-se usado apenas os dados do inventário do modelo *Ecoinvent*.

Tabela 4.5: Emissões para a água e solo associadas a cada caso de estudo.

Tipo	Inventário	Cenário	PWL
			kg N eq/t RU
CVE - Lipor	Ecoinvent	Base 2011	1,7E+03
CVE - Lipor	Dados recolhidos	Base 2011	-
CVE - Lipor	Dados recolhidos	Expansão Sistema	-
CVE - Valorsul	Ecoinvent	Base 2011	1,4E+03
CVE - Valorsul	Dados recolhidos	Base 2011	-
CVE - Valorsul	Dados recolhidos	Expansão Sistema	-
Aterro médio	Ecoinvent	Base 2011	2,5E+03
Aterro médio	Ecoinvent	PERSU II	3,0E+03

As emissões para o solo são quase irrelevantes para efeitos quantitativos do PWL, uma vez que os sistemas em análise produzem poluentes essencialmente atmosféricos e para a água. Neste caso, as emissões para a água prendem-se essencialmente com a produção de lixiviado, nos aterros, e águas de lavagens, nas incineradoras. No caso dos aterros, e uma vez que a sua actividade está mais relacionada com o solo, considerando os modernos sistemas de impermeabilização, não são de esperar emissões para o solo quantificáveis.

Pode notar-se que o PWL é um pouco superior nos cenários de aterro, concretamente 2 500 kg N/t RU para o cenário base 2011 e 3 000 kg N/t RU para o cenário PERSU II, comparativamente aos casos das CVE. Uma vez que a produção de lixiviado é considerado um dos maiores problemas associados aos aterros (Kulikowska e Klimiuk, 2008), nomeadamente por possuírem uma elevada carga orgânica, além de metais pesados,

compreende-se esta diferença.

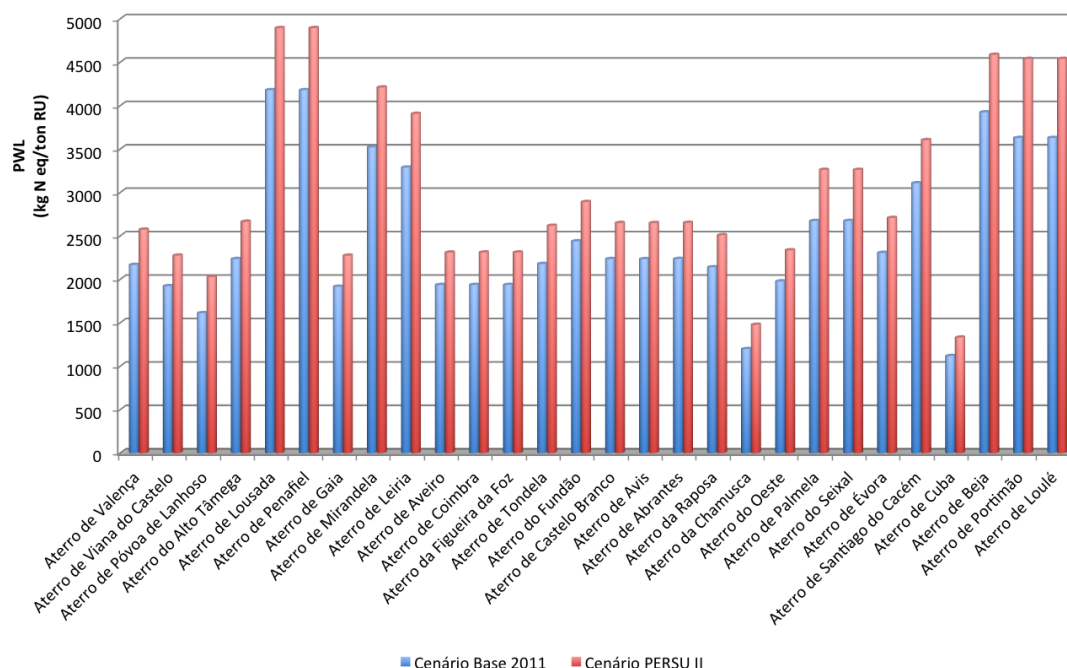


Figura 4.4: Emissões para a água e solo associadas aos aterros sanitários estudados.

Na figura 4.4 constam os resultados do PWL para cada um dos 28 aterros, e para ambos os cenários. Verifica-se que as emissões para a água apresentam um padrão divergente de todos os outros gráficos dos aterros, e que os resultados variam entre 1 100 kg N/t RU no aterro de Cuba, e 40 000 kg N/t RU nos aterros da Lousada e Penafiel. Este gráfico inclui as emissões para a água e solo, no entanto, os seus resultados traduzem essencialmente as emissões para a água como já foi apurado anteriormente. No caso dos aterros, as emissões para a água devem-se essencialmente à produção de lixiviado. A constituição dos resíduos afecta significativamente os poluentes presentes no lixiviado, verificando-se que diferentes combinações de resíduos podem fazer elevar este indicador. Os aterros da Lousada e de Penafiel apresentam as fracções de resíduos perigosos e metais mais elevadas, possível razão pela qual os resultados são mais altos nesses aterros.

Uma vez que os aterros libertam emissões por um período superior a 100 anos, as emissões a longo prazo fazem provavelmente aumentar este indicador. Apesar do lixiviado produzido continuar a ser tratado durante um período após o encerramento, a libertação de poluentes pode ocorrer por um período de tempo indefinido, nomeadamente de metais pesados. No caso do cenário PERSU II, verifica-se que existe um aumento das emissões uma vez que, associada à redução da categoria de biodegradáveis, ocorre um aumento das proporções de outras fracções para a mesma tonelada de resíduos. Consequentemente, as concentrações de metais pesados no lixiviado podem ser um dos parâmetros responsável por este aumento. Neste caso, seria relevante otimizar os sistemas de tratamento de lixiviado existentes, bem como, garantir que o mesmo é tratado por um

período mais longo.

4.2.4 Consumo de água, recursos e uso do solo

Os indicadores de consumo de água (WA), consumo de recursos (RE) e uso do solo (LU) traduzem essencialmente o consumo de matérias-primas. Optou-se por apresentar estes indicadores numa única secção, uma vez que os três traduzem um consumo ou desgaste de recursos. Na tabela 4.6 apresentam-se os resultados de cada indicador para cada cenário estudado. No caso do LU não foi possível obter valores de inventário através da recolha de dados, tendo-se apenas calculado este indicador segundo o modelo do *Ecoinvent*.

Tabela 4.6: Consumo de água, recursos e uso do solo associados a cada caso de estudo.

Tipo	Inventário	Cenário	WA	RE	LU
			m3 eq/t RU	kg eq/t RU	m2.a eq/t RU
CVE - Lipor	Ecoinvent	Base 2011	2,1	7,7E+01	3,5
CVE - Lipor	Dados recolhidos	Base 2011	0,57	2,4E+01	-
CVE - Lipor	Dados recolhidos	Expansão Sistema	-0,20	-3,3E+02	-
CVE - Valorsul	Ecoinvent	Base 2011	1,9	7,8E+01	3,7
CVE - Valorsul	Dados recolhidos	Base 2011	0,38	5,0E+01	-
CVE - Valorsul	Dados recolhidos	Expansão Sistema	-0,43	-2,9E+02	-
Aterro médio	Ecoinvent	Base 2011	0,91	4,3E+02	28
Aterro médio	Ecoinvent	PERSU II	0,90	4,3E+02	28

Em qualquer um dos cenários, a ordem de grandeza do indicador RE destaca-se dos outros, situando-se na casa das dezenas para as incineradoras e das centenas para os aterros. Estes resultados superiores para o indicador RE está provavelmente associado à utilização de electricidade, combustíveis, e reagentes. Relativamente às CVE de ambas as entidades, verifica-se que os resultados dos cenários base 2011 têm a mesma ordem de grandeza, segundo o *Ecoinvent* e os dados recolhidos. No entanto, estes apresentam valores mais baixos a partir dos inventários de dados recolhidos. Tal como em casos anteriores, esta diferença é esperada uma vez que o método do *Ecoinvent* é mais abrangente na contabilização das emissões, comparativamente aos que as próprias entidades quantificam e reportam.

Nos cenários de expansão de sistema, verifica-se uma grande compensação no uso de recursos, em comparação com o próprio consumo associado ao funcionamento das CVE. Estes resultados estão essencialmente associados à função de produção de electricidade e possivelmente à valorização de escórias em diversos fins, uma vez que estão a ser poupados outros recursos e matérias-primas.

No caso dos aterros, o consumo de recursos apresenta valores bastante mais elevados que as CVE. Esta diferença poderá estar associada ao consumo de reagentes para tratamento de águas lixiviantes, uma vez que este processo é necessário por um período bastante superior ao período de vida do aterro. Poderá também estar ainda associado aos

materiais de impermeabilização usados, aos sistemas de extracção e queima de biogás, monitorização e toda a infra-estrutura de apoio. Se este cenário considerasse o sequestro de carbono como uma função secundária do sistema, defendida por alguns autores (Townsend e Webber, 2012), esta poderia funcionar como um "abatimento" ao uso de recursos.

O consumo de água é o que apresenta os valores mais baixos, sendo o seu valor inferior nos aterros, uma vez que as CVE têm associado um sistema de refrigeração e lavagem de gases. O indicador de uso do solo apresenta também valores reduzidos no caso das CVE. Não seria possível calcular este indicador apenas através de recolha de dados, sendo necessário recorrer a um modelo. Como tal, utilizou-se o Ecoinvent para esse efeito. Os aterros apresentam um valor bastante mais elevado de uso do solo, uma vez que estes exigem uma grande área que será ocupada com resíduos por um período bastante longo.

Nas figuras 4.5, 4.6 e 4.7 pode verificar-se que os gráficos dos indicadores captação de água, consumo de recursos, e uso do solo apresentam um padrão semelhante, apesar de escalas bastante diferentes. Os resultados dos indicadores em questão devem-se essencialmente a emissões relacionadas com a construção e exploração da infra-estrutura de aterro, sendo a capacidade instalada do mesmo o parâmetro que mais influencia estes valores.

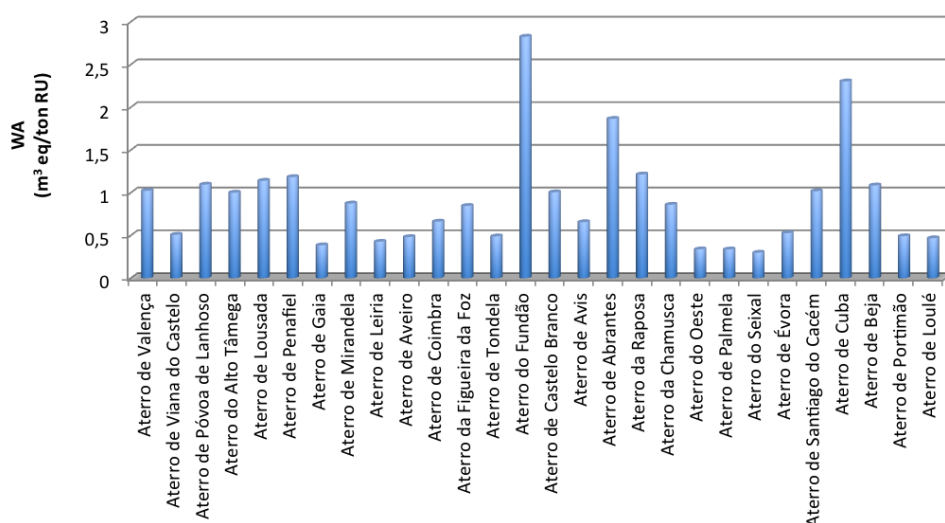


Figura 4.5: Consumo de água associado aos aterros sanitários estudados.

Apesar do padrão, é possível identificar variações entre cada aterro, concluindo-se que os aterros com uma capacidade instalada menor apresentam indicadores mais elevados, nomeadamente os aterros do Fundão, Cuba e Abrantes. O inverso acontece com os aterros do Oeste, Palmela e Seixal, que por terem as maiores capacidades instaladas,

apresentam resultados mais baixos. Tal justifica-se, uma vez que os resultados são apresentados por tonelada de RU depositados, e o uso de recursos e do solo associados à construção do aterro, que numa perspectiva de ciclo de vida são pouco variáveis, acabam por ter muita influência nestes indicadores. Neste caso, o cenário PERSU II apresenta uma variação quase imperceptível nestes indicadores, como se pôde ver na tabela 4.6. Por esta razão, não foi incluído nos gráficos dos aterros.

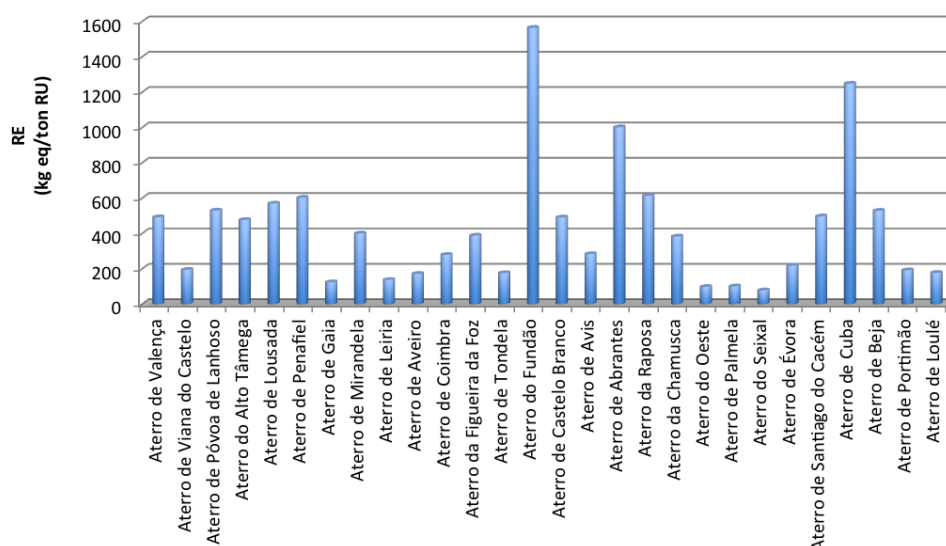


Figura 4.6: Consumo de recursos associado aos aterros sanitários estudados.

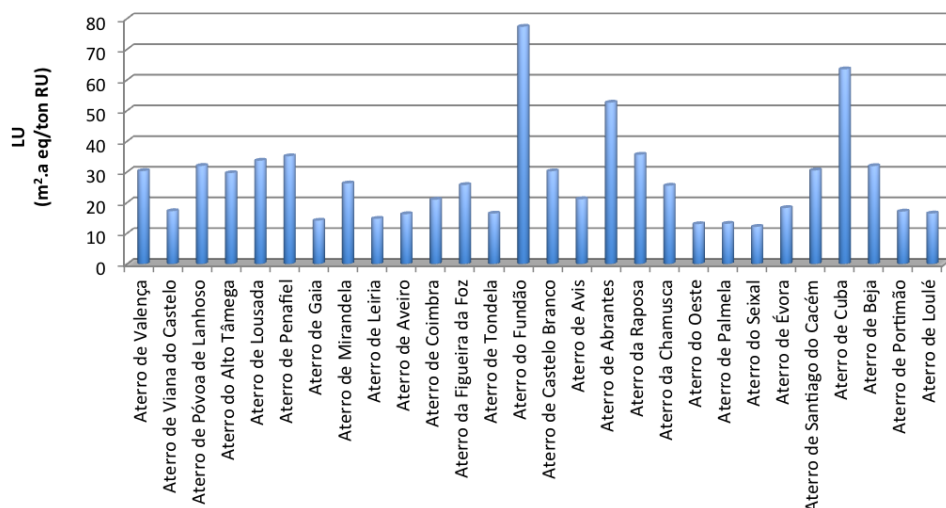


Figura 4.7: Uso do solo associado aos aterros sanitários estudados.



Conclusões

5.1 Síntese

Os sistemas de gestão de resíduos têm vindo a sofrer acentuadas alterações ao longo dos últimos anos. No espaço de uma década, transitou-se para uma perspectiva integrada de gestão. O próprio conceito de resíduo tem sofrido inovadoras abordagens, com vista à re-introdução dos materiais nos ciclos de produção, reduzindo assim o consumo de matérias primas e o encaminhamento dos resíduos para destino final. As mudanças verificadas foram essencialmente influenciadas pelas directivas e metas europeias.

Apesar da tendência em considerar apenas a quantidade de resíduos produzidos como o indicador de pressão ambiental, o sector dos resíduos é bastante mais complexo. Neste sentido, a quantificação das pressões associadas a cada operação de gestão revela-se um indicador bastante mais realista, bem como o estabelecimento do tipo de pressões que devem ter mais peso.

Actualmente, as ferramentas de ACV são amplamente aplicadas, e o sector dos resíduos não é excepção, no entanto, em Portugal existem referências limitadas neste âmbito. Seria fundamental aplicar mais esta ferramenta ao caso português, de modo a avaliar ambiental e economicamente as práticas de gestão de resíduos, bem como suportar os processos de tomada de decisão e a avaliação da efectividade das políticas nacionais, segundo uma perspectiva de ciclo de vida.

O método Ecoblok, como ferramenta para a fase de avaliação de impactos de uma análise de ciclo de vida, revela-se uma ferramenta acessível e aplicável ao sector dos resíduos, permitindo obter resultados comparáveis com outros sectores de actividade, como a indústria ou a agricultura. Os indicadores Ecoblok foram calculados com base

nos inventários de ciclo de vida da base de dados *Ecoinvent*, e no caso das incineradoras, também com base em dados recolhidos.

Com base nos dados fornecidos pela Valorsul, sobre o Aterro Sanitário do Oeste, pode constatar-se que este se encontra na fase metânica, e provavelmente todos os aterros portugueses em exploração em 2011. Esta corresponde à fase de existência do aterro sanitário em que ocorre maior produção de metano, sendo mais viável proceder à valorização energética do biogás.

Os indicadores que mais se destacaram, nos sistemas em análise, foram os gases com efeito de estufa e as emissões para a água. No caso dos gases com efeito de estufa, obteve-se resultados de emissões mais elevadas para as incineradoras, na ordem dos 1000 kg CO_2e/t RU incinerado, em detrimento dos aterros sanitários, com emissões na ordem dos 500 kg CO_2e/t RU depositado. Constatou-se que este resultado pode estar associado a uma perspectiva optimista do modelo *Ecoinvent*, que pressupõe um valor de 47% de emissões difusas, enquanto que alguns valores de referência rondam os 70% durante o período de operação do aterro sanitário.

Se os sistemas de extracção de biogás dos aterros sanitários fossem mais eficientes, o indicador GHG poderia provavelmente ser reduzido. Do mesmo modo, o cumprimento da meta desvio de RUB de aterro pode também conduzir à redução das emissões de gases com efeito de estufa em cerca de 6%. Relativamente às incineradoras, pode igualmente prever-se que se a eficiência dos sistemas de remoção de poluentes de uma incineradora fosse mais eficiente, provavelmente as suas emissões de GHG seriam mais baixas. Verificou-se, ainda, que no cenário de expansão de sistema da incineradora da Valorsul, a contabilização da electricidade produzida, aproveitamento de escórias e extracção de metais, permitem "compensar" cerca de 14% das emissões de gases com efeito de estufa associadas a este sistema.

No caso das emissões para a água, são os RU depositados em aterro sanitário que têm maiores emissões associadas, na ordem dos 2500 kg N_e/t RU depositado. As incineradoras verificam emissões na ordem dos 1500 N_e/t RU incinerado. Assim sendo, se as estações de tratamento de águas lixivantes (ETAL) possuísem sistemas de tratamento mais eficientes, seria possível reduzir o valor destas emissões. No entanto, os sistemas de tratamento mais eficientes em termos de remoção de poluentes, como a osmose inversa, representam um custo bastante superior.

No que respeita aos indicadores consumo de água, recursos e uso do solo relativos à deposição em aterro sanitário, verificou-se que quanto menor for a capacidade instalada de um aterro, mais elevados vão ser os quantitativos de recursos consumidos imputados a cada tonelada de resíduo de entrada. Este resultado relaciona-se com a existência de consumos poucos variáveis que existem independentemente da dimensão do aterro.

Os indicadores associados aos aterros e CVE não divergiram sempre no mesmo sentido, verificando-se que para os indicadores PWL, RE e LU as CVE têm uma melhor performance, e para os indicadores GHG, PA e WA são os aterros que desempenham menos pressões ambientais.

5.2 Limitações

A análise de ciclo de vida é uma ferramenta que requer um levantamento intensivo de dados, nomeadamente para construção dos inventários de ciclo de vida. A informação divulgada pelas entidades responsáveis pela gestão de resíduos sólidos urbanos é limitada, e nem sempre viável. Estas falhas de informação acabam por comprometer os resultados, principalmente porque é necessário ajustar os dados de forma padronizada. Neste sentido, torna-se necessário recorrer a bases de dados, para obter inventários de emissões. Estas bases de dados, apesar de completas, por vezes não traduzem exactamente a realidade em estudo, uma vez que seguem um modelo pré-definido.

A existência de diferentes critérios utilizados para o cálculo de emissões, leva também a que os dados recolhidos de fontes reais sejam pouco homogéneos, dificultando a fase de análise de inventário de ciclo de vida, e pondo em causa a sua capacidade de comparação com outros sistemas do mesmo tipo.

5.3 Recomendações

Existem ainda várias limitações ao nível da publicação de dados, considerando-se necessária a publicação de informação mais completa e padronizada, quer em termos dos métodos de estimativa, parâmetros publicados, ou respectivas unidades. O acesso a este tipo de informação deveria ser também simplificado, de modo a tornar possível a obtenção de dados em tempo útil.

No âmbito dos resultados positivos obtidos no cenário de redução dos resíduos urbanos biodegradáveis encaminhados para aterro, recomenda-se que devam continuar a investir-se esforços no sentido de cumprir as metas previstas no PERSU II, e adaptar os sistemas a este fim.

Sublinha-se também a importância da optimização dos sistemas de tratamento de águas lixiviantes, no caso dos aterros, e de lavagem de gases, no caso das incineradoras. Bem como a optimização dos sistemas de extracção de biogás, de modo a reduzir para o mínimo as emissões difusas associadas a este tipo de instalação.

5.4 Desenvolvimentos Futuros

Futuramente, sugere-se a elaboração de séries completas de monitorização de emissões, nomeadamente a nível dos sistemas de deposição em aterro. Este tipo de sistemas pela sua natureza em acumular resíduos por um longo período de tempo, não permitem atribuir emissões directamente aos resíduos depositados anualmente, sendo necessário existir um histórico de depósitos e emissões. A existência de este tipo de séries permitiria gerar informação viável no âmbito do ciclo de vida, de forma a caracterizar de forma mais realista o sistema português.

Sendo o lixiviado um dos componentes mais importantes nos *outputs* de um aterro, seria útil modelar a produção de lixiviado em função da idade dos aterros sanitários portugueses, uma vez que este pode variar bastante em função do clima local.

Considera-se ainda que seria relevante desenvolver este tipo de abordagem para as centrais de valorização orgânica, uma vez que estas são uma das grandes apostas das actuais estratégias nacionais para os resíduos. Deste modo, poderia avaliar-se a eficiência deste tipo de instalações, quantificar as suas pressões ambientais de modo a realizar uma comparação com as outras operações de gestão, e avaliar a efectividade deste tipo de instalações no âmbito das políticas de gestão de resíduos.

Referências Bibliográficas

- Alcobia, B. A. (2009). Desenvolvimento de um modelo conceptual para a análise do ciclo de vida (acv) de tecnologias de tratamento e valorização de óleos usados.
- APA. (2011a). Licença ambiental nº412/01/2011. *Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território*.
- APA. (2011b). *Plano nacional de gestão de resíduos 2011-2020*. Agência Portuguesa do Ambiente.
- APA. (2011c, out.). *Resíduos Urbanos em 2010*. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território.
- APA. (2013a). Licença de ambiental n.º 97/2007. *Ministério do Ambiente, Ordenamento do Território e Energia*.
- APA. (2013b, mar.). *Resíduos Urbanos - Relatório Anual, 2011*. Ministério da Agricultura, do Mar, do Ambiente e do Ordenamento do Território.
- Barlaz, M. A. (1998). Carbon storage during biodegradation of municipal solid waste components in laboratory-scale landfills. *Global biogeochemical cycles*, 12(2), 373–380.
- Barlaz, M. A., Chanton, J. P. & Green, R. B. (2009). Controls on landfill gas collection efficiency: instantaneous and lifetime performance. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 59(12), 1399–1404.
- Boer, E., Boer, J., Jager, J., Rodrigo, J., Meneses, M., Castells, F. & Schanne, L. (2005). The use of life cycle assessment tool for the development of integrated waste management strategies for cities and regions with rapid growing economies. *LCA-IWM, Deliverable Report on D3.1 and D3.2: Environmental Sustainability Criteria and Indicators for waste management*.
- Braga, J. M. (2011). *Previsão da produção de biogás em aterros de resíduos sólidos urbanos* (tese de mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia da Universidade de Coimbra).
- Camobreco, V., Ham, R., Barlaz, M., Repa, E., Felker, M., Rousseau, C. & Rathle, J. (1999). Life-cycle inventory of a modern municipal solid waste landfill. *Waste management and research*, 17(6), 394–408.

- Cederberg, C. & Stadig, M. (2003). System expansion and allocation in life cycle assessment of milk and beef production. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 8(6), 350–356.
- Chen, X., Geng, Y. & Fujita, T. (2010). An overview of municipal solid waste management in china. *Waste management*, 30(4), 716–724.
- Chu, L. M., Cheung, K. & Wong, M. (1994). Variations in the chemical properties of landfill leachate. *Environmental Management*, 18(1), 105–117.
- Cooper, J. S. & Fava, J. A. (2006). Life-cycle assessment practitioner survey: summary of results. *Journal of Industrial Ecology*, 10(4), 12–14.
- Curran, M. A. (1996). Environmental life-cycle assessment. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 1(3), 179–179.
- Czepiel, P., Mosher, B., Crill, P. & Harriss, R. (1996). Quantifying the effect of oxidation on landfill methane emissions. *Journal of Geophysical Research: Atmospheres* (1984–2012), 101(D11), 16721–16729.
- Dalgaard, R., Schmidt, J., Halberg, N., Christensen, P., Thrane, M. & Pengue, W. A. (2008). Lca of soybean meal. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 13(3), 240–254.
- EEA. (2005). *Eea core set of indicators—guide*. European Environment Agency Technical Report. Office for Official Publications of the European Communities.
- EEA. (2013a). *Managing municipal solid waste - a review of achievements in 32 european countries*. European Environment Agency.
- EEA. (2013b). *Municipal waste management in portugal*. European Environment Agency.
- Ehrig, H. (1989). Leachate quality. *Sanitary Landfilling: Process, Technology, and Environmental Impact*. Academic Press, New York. 1989. p 213-229, 10 fig, 3 tab, 4 ref.
- Environment Agency. (2000). *Life cycle inventory development for waste management operations: incineration*. Environment Agency: Bristol, U.K.
- EPA. (2006). *Life cycle assessment: principles and practice*. US EPA.
- EPA. (2008). *Inventory of u.s greenhouse gases emissions and sinks 1990–2006* (rel. téc. N° 430-R-08-005). U.S. Environmental Protection Agency: Washington.
- Eurostat. (2013). **retrieved from** <http://appsso.eurostat.ec.europa.eu/nui/submitViewTableAction.do>
- Frischknecht, R. & Rebitzer, G. (2005, nov.). The ecoinvent database system: a comprehensive web-based LCA database. *Journal of Cleaner Production*, 13(13-14), 1337–1343.
- Goedkoop, M., De Schryver, A., Oele, M., Durksz, S. & de Roest, D. (2008). Introduction to lca with simapro 7. *PRé Consultants, The Netherlands*.
- Harrison, K. W., Dumas, R. D., Barlaz, M. A. & Nishtala, S. R. (2000). A life-cycle inventory model of municipal solid waste combustion. *Journal of the Air & Waste Management Association*, 50(6), 993–1003.
- Hogg, D., Favoino, E., Nielsen, N., Thompson, J., Wood, K., Penschke, A., ... Papageorgiou, S. (2002). Economic analysis of options for managing biodegradable municipal waste. *Final report to the European Commission. Bristol, Eunomia*.

- Hoornweg, D. & Bhada-Tata, P. (2012). What a waste : a global review of solid waste management. *Washington D.C. - The Worldbank, Urban development series*(knowledge papers no. 15).
- Jensen, A. A., Hoffman, L., Møller, B., Schmidt, A., Christiansen, K., Elkington, J. & Van Dijk, F. (1997). *Life cycle assessment (lca): a guide to approaches, experiences and information sources*. European Environment Agency.
- Jensen, J. & Pipatti, R. (2002). Ch4 emissions from solid waste disposal. Em *Background papers-ipcc expert meetings on good practice guidance and uncertainty management in national greenhouse gas inventories*.
- Johnke, B. (2003). Emissions from waste incineration. *Good Practice Guidance and Uncertainty Management in National Greenhouse Gas Inventories, Institute for Global Environmental Strategies*.
- Kaplan, P. O., Decaloris, J. & Thorneloe, S. (2009). Is it better to burn or bury waste for clean electricity generation? *Environmental Science Technology*, 43(6), 1711–1717.
- Kjeldsen, P., Barlaz, M. A., Rooker, A. P., Baun, A., Ledin, A. & Christensen, T. H. (2002). Present and long-term composition of msw landfill leachate: a review. *Critical reviews in environmental science and technology*, 32(4), 297–336.
- Klöppfer, W. (1997). Life cycle assessment. *Environmental Science and Pollution Research*, 4(4), 223–228.
- Kulikowska, D. & Klimiuk, E. (2008). The effect of landfill age on municipal leachate composition. *Bioresource Technology*, 99(13), 5981–5985.
- Kulkarni, P. S., Crespo, J. G. & Afonso, C. A. (2008). Dioxins sources and current remediation technologies—a review. *Environment international*, 34(1), 139–153.
- Levis, J. W. & Barlaz, M. A. (2011). Is biodegradability a desirable attribute for discarded solid waste? perspectives from a national landfill greenhouse gas inventory model. *Environmental science & technology*, 45(13), 5470–5476.
- Levy, J. d. Q. & Cabeças, A. J. (2006, abr.). *Resíduos Sólidos e Urbanos – Princípios e Processos* (1ª) (A. A. das Empresas Portuguesas para o Sector do Ambiente, Ed.).
- Lipor. (2013). retrieved from <http://www.lipor.pt/pt/residuos-urbanos/valorizacao-energetica/descricao-unidade/>
- Lipor. (2013). retrieved from <http://www.lipor.pt/pt/residuos-urbanos/valorizacao-energetica/descricao-do-processo/>
- Lo, I. M.-C. (1996). Characteristics and treatment of leachates from domestic landfills. *Environment International*, 22(4), 433–442.
- Macedo, L., Sobral, N. & Melo, J. (2005). Ecoblock - guia ecoblok - avaliação integrada do desempenho ambiental de produtos, projectos e organizações. DCEA CME - IMAR.
- Magrinho, A., Didelet, F. & Semiao, V. (2006). Municipal solid waste disposal in portugal. *Waste Management*, 26(12), 1477–1489.
- Manfredi, S. (2009). *Environmental assessment of solid waste landfilling in a life cycle perspective* (tese de doutoramento, Technical University of Denmark).

- Martinho, M., Gonçalves, M. & Silveira, A. (2011). *Gestão integrada de resíduos*. Texto de apoio à unidade curricular Gestão de Resíduos do curso de Mestrado Integrado em Engenharia do Ambiente, FCT-UNL.
- Matos, B. I. L. d. (2012). *Avaliação do desempenho ambiental da produção de mobiliário em português* (tese de mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa).
- McKay, G. (2002). Dioxin characterisation, formation and minimisation during municipal solid waste (msw) incineration: review. *Chemical Engineering Journal*, 86(3), 343–368.
- Melo, J., Galvão, A., Margarido, R. & Flôxo, M. (2010). Ecoblok - a label to transfer standard environmental information along the product chain. *Working paper. CENSE-FCT-UNL (unpublished)*, 16 p.
- Melo, J. & Pegado, C. (2002). A method for integrated environmental performance evaluation a method for integrated environmental performance evaluation of companies and products (construction case-study). Em T. S. of Non-traditional Technology. (Ed.), *Proceedings of the fifth international conference on ecobalance. tsukuba, japon*.
- Metz, B. & Davidson, O. R. (2007). *Contribution of working group iii to the fourth assessment report of the intergovernmental panel on climate change*. Intergovernmental Panel on Climate Change.
- OCDE. (2003). *Environmental performance reviews: water*. Paris: OCDE.
- PERSU, I. (2007). *Plano estratégico para os resíduos sólidos urbanos 2007-2016*. Ministério do Ambiente, do Ordenamento do Território e do Desenvolvimento Regional.
- Pires, A., Chang, N.-B. & Martinho, G. (2011). Reliability-based life cycle assessment for future solid waste management alternatives in Portugal. *The International Journal of Life Cycle Assessment*, 16(4), 316–337.
- Plano nacional de resíduos sólidos*. (2011). Ministério do Meio Ambiente.
- Rettenberger, G. & Stegmann, R. (1996). Landfill gas components. *Landfilling of Waste: Biogas*, 51–58.
- Ribeiro, A., Castro, F., Macedo, M. & Carvalho, J. (2011). Waste management in Portugal and Europe: an overview of the past, present and future.
- Russo, M. (2006). *Avaliação dos processos de transformação de resíduos sólidos urbanos em aterro sanitário* (tese de doutoramento, Universidade do Minho, Escola de Engenharia).
- Sharholly, M., Ahmad, K., Mahmood, G. & Trivedi, R. (2008). Municipal solid waste management in Indian cities—a review. *Waste management*, 28(2), 459–467.
- Sousa, M. J. (2012). *Avaliação do desempenho ambiental do sector agrícola em Portugal* (tese de mestrado, Faculdade de Ciências e Tecnologia - Universidade Nova de Lisboa).
- Stieglitz, L., Bautz, H., Roth, W. & Zwick, G. (1997). Investigation of precursor reactions in the de-novo-synthesis of PCDD/PCDF on fly ash. *Chemosphere, Elsevier*, 34(5), 1083–1090.

- Stieglitz, L., Zwick, G., Beck, J., Roth, W. & Vogg, H. (1989). On the de-novo synthesis of pcdd/pcdf on fly ash of municipal waste incinerators. *Chemosphere*, 18(1), 1219–1226.
- Tabasaran, O. (1981). Gas production from landfill. Van Nostrand Reinhold Co., New York, USA.
- Tchobanoglous, G. [G] & Kreith, F. (2002). *Handbook of solid waste management*. McGraw-Hill New York.
- Tchobanoglous, G. [G.], Theisen, H. & Vigil, S. (1993). *Integrated solid waste management: engineering principles management issues*. NY: McGraw-Hill, Inc.
- Themelis, N. J. & Ulloa, P. A. (2007). Methane generation in landfills. *Renewable Energy*, 32(7), 1243–1257.
- Tillman, A.-M., Ekvall, T., Baumann, H. & Rydberg, T. (1994). Choice of system boundaries in life cycle assessment. *Journal of Cleaner Production*, 2(1), 21–29.
- Townsend, A. K. & Webber, M. E. (2012). An integrated analytical framework for quantifying the lcoe of waste-to-energy facilities for a range of greenhouse gas emissions policy and technical factors. *Waste management*, 32(7), 1366–1377.
- Valorsul. (2013). **retrieved from** <http://www.valorsul.pt/pt/valorizacao-energetica/ctrsu.aspx>
- Valorsul. (2013). **retrieved from** <http://www.valorsul.pt/pt/valorizacao-energetica/produtos-combustao.aspx>
- Vilão, R., Venâncio, C., Gervásio, I., Silva, J., Liberal, P. & Ribeiro, R. (2012, nov.). *Relatório do Estado do Ambiente 2012*.
- Vogg, H. (1992). Arguments in favor of waste incineration. Em *Annual european toxicology forum. copenhagen, denmark*.
- Wanichpongpan, W. & Gheewala, S. H. (2007). Life cycle assessment as a decision support tool for landfill gas-to energy projects. *Journal of Cleaner Production*, 15(18), 1819–1826.
- White, P. R., Franke, M. & Hindle, P. (1999). *Integrated solid waste management: a lifecycle inventory*. Aspen Publishers, Inc.
- Winkler, J. & Bilitewski, B. (2007). Comparative evaluation of life cycle assessment models for solid waste management. *Waste management*, 27(8), 1021–1031.
- WRI, W. R. I. (2013). Technical guidance for calculating scope 3 emissions. *GHG Protocol and Carbon Trust*.
- Zhang, D. Q., Tan, S. K. & Gersberg, R. M. (2010). Municipal solid waste management in china: status, problems and challenges. *Journal of Environmental Management*, 91(8), 1623–1633.



Inventários de emissões dos aterros

Tabela A.1: Inventário de emissões atmosféricas dos 28 aterros portugueses considerados, obtidos no Ecoinvent. Valores médios, máximos e mínimos.

Composto	Média	Máximo	Mínimo
	kg/t RU		
Dióxido de carbono, total	119,520	136,192	106,823
Dióxido de carbono, biogénico	113,394	129,625	98,214
Metano, total	17,740	20,215	15,856
Metano, biogénico	16,831	19,240	14,578
Dióxido de carbono, fóssil	6,126	8,636	3,472
Metano, fóssil	0,909	1,282	0,515
Dióxido de enxofre	0,035	0,043	0,028
Cloreto de hidrogénio	0,027	0,031	0,022
Óxidos de azoto	0,018	0,022	0,015
Fluoreto de hidrogénio	0,011	0,015	0,008
Monóxido de carbono, biogénico	0,009	0,010	0,008
Óxido Nitroso	0,005	0,006	0,004
Partículas <2,5	0,002	0,003	0,002
Amónia	0,002	0,002	0,001
Silício	0,001	0,001	0,001
Monóxido de carbono, fóssil	4,809E-04	6,747E-04	2,738E-04
Boro	3,927E-04	4,839E-04	3,101E-04
Sódio	2,228E-04	2,918E-04	1,635E-04
Alumínio	1,835E-04	2,216E-04	1,631E-04
Cálcio	1,758E-04	2,282E-04	1,300E-04
COVNM	1,584E-04	1,805E-04	1,416E-04
Magnésio	1,291E-04	1,492E-04	1,152E-04
Potássio	1,287E-04	1,570E-04	9,932E-05
Cianeto	5,11353E-05	6,24321E-05	4,1834E-05
Bromo	3,32657E-05	4,13074E-05	2,68752E-05
Bário	9,18601E-06	1,52805E-05	4,72066E-06
Ferro	8,40947E-06	1,56486E-05	4,49999E-06
Fósforo	5,78814E-06	7,58458E-06	4,2499E-06
Mercúrio	9,72175E-07	1,61159E-06	6,12663E-07
Arsênico	7,05199E-07	9,44463E-07	5,23591E-07
Manganês	5,66419E-07	7,25926E-07	4,6459E-07
Zinco	4,4769E-07	7,73735E-07	2,66399E-07
Cádmio	3,76131E-07	4,67547E-07	2,51034E-07
Iodo	2,61621E-07	3,53405E-07	1,89379E-07
Vanádio	8,7128E-08	1,66718E-07	4,15775E-08
Níquel	8,31425E-08	1,53129E-07	4,35264E-08
Cobre	7,32353E-08	1,45471E-07	3,18038E-08
Crómio	6,99437E-08	1,37936E-07	3,07694E-08
Cobalto	5,45965E-08	7,34647E-08	3,99665E-08
Chumbo	4,53602E-08	8,44097E-08	2,31523E-08
Molibdénio	3,47982E-08	4,89109E-08	2,70922E-08
Antimónio	2,76699E-08	5,18046E-08	1,26848E-08
Estanho	1,56413E-08	2,49058E-08	1,14524E-08
Selénio	2,1192E-09	2,64744E-09	1,69645E-09

Tabela A.2: Inventário de emissões para a água dos 28 aterros portugueses considerados, obtidos no Ecoinvent. Valores médios, máximos e mínimos.

Composto	Média	Máximo	Mínimo
	kg/t RU		
CQO	68,191	83,419	54,474
Carbono orgânico total	61,782	75,764	49,250
Carbono orgânico dissolvido	61,773	75,756	49,242
CBO5	16,210	19,808	12,961
Cálcio, ião	14,226	17,023	10,506
Alumínio	10,218	12,425	8,619
Sódio, ião	6,848	11,412	3,717
Cloreto	6,549	8,520	5,389
Sulfato	4,191	4,785	3,734
Nitrato	3,697	4,497	3,023
Magnésio	2,604	3,278	2,306
Potássio, ião	2,516	3,064	1,955
Amónio, ião	1,917	2,244	1,555
Azoto, ligação orgânica	1,520	1,904	1,222
Ferro, ião	1,414	2,833	0,602
Cobre, ião	1,001	1,699	0,359
Silício	0,799	1,057	0,600
Zinco, ião	0,404	0,674	0,220
Chumbo	0,318	0,538	0,130
Bário	0,160	0,242	0,075
Fluoreto	0,105	0,145	0,075
Níquel, ião	0,105	0,176	0,040
Sulfureto de hidrogénio	0,100	0,118	0,090
Estanho, ião	0,081	0,133	0,029
Nitrito	0,071	0,086	0,058
Azoto	0,027	0,033	0,022
Fosfato	0,023	0,030	0,017
Bromo	0,012	0,017	0,009
Manganês	0,011	0,015	0,007
Cádmio, ião	0,007	0,010	0,004
Boro	0,006	0,007	0,005
Vanádio, ião	0,004	0,008	0,002
Cobalto	0,003	0,004	0,002
Crómio VI	0,001	0,002	0,001
Antimónio	0,001	0,002	0,001
Arsénio, ião	0,001	0,001	0,001
Prata, ião	0,001	0,001	0,000
Molibdénio	3,991E-04	5,442E-04	3,131E-04
Mercúrio	3,477E-04	5,850E-04	2,021E-04
Selénio	1,420E-04	1,723E-04	1,197E-04
Iodeto	2,719E-05	3,672E-05	1,968E-05
Crómio, ião	4,391E-07	8,659E-07	1,932E-07



Inventários de emissões das incineradoras

Tabela B.1: Inventário de emissões atmosféricas das incineradoras da Lipor e Valorsul, obtidos no Ecoinvent.

Composto	Lipor	Valorsul
	kg/t RU	
Dióxido de carbono, biogénico	596,161	685,868
Dióxido de carbono, fóssil	465,507	341,634
Óxidos de Azoto	0,138	0,123
Monóxido de carbono, biogénico	0,125	0,149
Monóxido de carbono, fóssil	0,098	0,074
Silício	0,047	0,045
Cálcio	0,018	0,018
Óxido Nitroso	0,018	0,016
Alumínio	0,011	0,011
Sódio	0,007	0,007
Potássio	0,007	0,008
Dióxido de enxofre	0,005	0,005
Cianeto	0,004	0,003
O metano, biogénicos	0,004	0,004
amônia	0,003	0,003
Metano, fóssil	0,003	0,002
Magnésio	0,002	0,002
Boro	0,001	0,001
Fósforo	0,001	0,001
Cloreto de hidrogénio	7,860E-05	6,476E-05
Estanho	6,951E-05	6,180E-05
Fluoreto de hidrogénio	5,196E-05	5,108E-05
Bromo	4,215E-05	3,195E-05
Ferro	3,472E-05	2,886E-05
Bário	7,818E-06	1,073E-05
Chumbo	4,464E-06	4,002E-06
Zinco	3,277E-06	2,817E-06
Cobre	3,063E-06	2,728E-06
Molibdénio	1,800E-06	2,634E-06
Vanádio	1,319E-06	1,091E-06
Cádmio	4,630E-07	3,694E-07
Prata	8,506E-09	7,550E-09
Níquel	2,052E-09	1,850E-09
Crômio	1,194E-09	1,153E-09
Iodo	2,731E-10	2,487E-10
Cobalto	7,656E-11	7,443E-11
Manganês	5,406E-11	6,075E-11
Antimónio	1,576E-11	1,300E-11
Arsênio	9,690E-12	8,804E-12
Mercúrio	4,317E-12	3,551E-12
Selénio	1,485E-12	1,321E-12

Tabela B.2: Inventário de emissões para a água das incineradoras da Lipor e Valorsul, obtidos no Ecoinvent.

Composto	Lipor	Valorsul
	kg/t RU	
Cálcio, ião	12,326	13,415
Sódio, ião	7,918	11,406
Alumínio	7,388	7,187
CQO	7,247	7,014
Cloreto	7,092	5,851
Ferro, ião	6,044	5,120
Sulfato	4,276	4,399
Carbono orgânico dissolvido	2,868	2,776
Carbono orgânico total	2,868	2,776
CBO5	2,375	2,299
Magnésio	2,373	2,429
Potássio, ião	2,310	2,634
Silício	1,930	1,968
Cobre, ião	0,799	0,691
Zinco, ião	0,280	0,236
Nitrato	0,212	0,188
Bário	0,178	0,236
Chumbo	0,176	0,150
Fluoreto	0,096	0,094
Níquel, ião	0,089	0,078
Fosfato	0,065	0,063
Estanho, ião	0,041	0,036
Bromo	0,014	0,011
Manganês	0,009	0,010
Antimónio	0,005	0,004
Boro	0,005	0,005
Crómio VI	0,004	0,003
Vanádio, ião	0,002	0,002
Cobalto	0,002	0,002
Arsénio, ião	0,001	0,001
Molibdénio	0,001	0,001
Selénio	4,805E-04	5,391E-04
Prata, ião	4,128E-04	3,664E-04
Cádmio, ião	2,329E-04	1,927E-04
Mercúrio	2,306E-04	1,946E-04
Crómio, ião	5,147E-05	4,970E-05
Iodeto	2,529E-05	2,303E-05

Tabela B.3: Inventário de emissões reportadas pela Lipor em 2011.

INPUTS	Consumo Energia Directa	MJ Gás Natural/kg RU	1,266E-02
		kg Gasóleo/kg RU	3,213E-06
	Consumo Electrico	kwh/kg RU	7,714E-04
	Consumo Água rede	kg	4,317E-01
	Consumo Água captações	m3/kg RU	3,861E-05
	Resíduos encaminhados	kg	3,921E+08
	Cal Hidratada	kg/kg RU	1,088E-02
	Ureia	kg/kg RU	3,312E-03
	Carvão Activo	kg/kg RU	3,708E-04
	Soda Cáustica	kg/kg RU	5,253E-05
	HCl	kg/kg RU	6,554E-05
OUTPUTS	Tripolifosfato	kg/kg RU	1,505E-06
	Emissões Directas	kg/kg RU	5,267E-01
	Emissões Indirectas (eletricidade)	kg/kg RU	1,816E-04
	HCl	kg/kg RU	1,599E-05
	Nox	kg/kg RU	7,149E-04
	HF	kg/kg RU	7,140E-07
	SO2	kg/kg RU	2,722E-05
	Particulas	kg/kg RU	3,955E-06
	CO	kg/kg RU	3,153E-05
	Dioxinas e Furanos	kg/kg RU	1,020E-14
	Energia Produzida	kwh/kg RU	4,889E-01
	Cinzas	kg/kg RU	7,688E-02
	Escórias	kg/kg RU	1,914E-01

Tabela B.4: Inventário de emissões reportadas pela Valorsul em 2011.

INPUTS	Consumo Energia Directa	MJ Gás Natural/kg RU	2,919E-01
		kg Gasóleo/kg RU	2,057E-05
	Consumo Electrico	kwh/kg RU	8,094E-02
	Consumo Água Industrial	kg/kg RU	2,556E-01
	Resíduos encaminhados	kg	6,190E+08
	Cal	kg/kg RU	6,089E-03
	Carvão	kg/kg RU	3,586E-04
	Amónia	kg/kg RU	1,546E-03
	Hipoclorito	kg/kg RU	1,312E-03
	Cetamine	kg/kg RU	2,128E-03
	Cimento	kg/kg RU	2,024E-02
OUTPUTS	Emissões Directas	kg/kg RU	9,185E-01
	Emissões Indirectas (eletricidade)	kg/kg RU	0,000E+00
	HCl	kg/kg RU	3,069E-05
	Nox	kg/kg RU	9,015E-04
	NH3	kg/kg RU	1,864E-06
	HF	kg/kg RU	1,817E-06
	SO2	kg/kg RU	5,493E-05
	COT	kg/kg RU	1,250E-06
	CO	kg/kg RU	2,950E-05
	Dioxinas e Furanos	kg/kg RU	2,585E-14
	Energia Produzida	kwh/kg RU	5,981E-01
	Energia Exportada	kwh/kg RU	5,181E-01
	Cinzas	kg/kg RU	8,251E-02
	Metais ferrosos (das escórias)	kg/kg RU	1,392E-02
	Metais não ferrosos (das escórias)	kg/kg RU	1,149E-03
	Escórias valorizadas aterro	kg/kg RU	7,155E-02
	Escórias valorizadas estradas	kg/kg RU	8,039E-02



Indicadores do Ecoblock para cada aterro

Tabela C.1: Indicadores para cada um dos 28 aterros considerados. Cenário base 2011.

Aterro	WA	RE	LU	GH	PA	PWL	PL
	m3 eq/ton RU	kg eq/ton RU	m2.a eq/ton RU	kg CO2 eq/ton RU	kg NOx eq/ton RU	kg N eq/ton RU	kg N eq/ton RU
Aterro de Valença	1,023	492,062	30,292	558,519	1,644	2165,181	0,061
Aterro de Viana do Castelo	0,508	194,040	17,204	550,760	1,297	1920,595	0,039
Aterro de Póvoa de Lanhoso	1,095	529,861	31,959	550,193	1,787	1610,030	0,065
Aterro do Alto Tâmega	1,001	476,468	29,613	550,568	1,645	2232,844	0,061
Aterro de Lousada	1,140	569,247	33,666	504,024	1,542	4177,531	0,064
Aterro de Penafiel	1,183	602,153	35,115	504,873	1,543	4177,519	0,064
Aterro de Gaia	0,384	123,518	14,105	541,554	1,224	1913,596	0,033
Aterro de Mirandela	0,874	400,060	26,254	628,265	1,560	3518,466	0,056
Aterro de Leiria	0,426	136,984	14,717	550,662	1,322	3286,243	0,037
Aterro de Aveiro	0,481	171,379	16,232	548,731	1,377	1934,247	0,039
Aterro de Coimbra	0,662	279,030	20,956	552,775	1,474	1934,616	0,046
Aterro da Figueira da Foz	0,846	387,917	25,733	556,865	1,573	1934,990	0,053
Aterro de Tondela	0,489	175,674	16,418	545,576	1,359	2176,404	0,039
Aterro do Fundão	2,826	1564,217	77,339	610,589	2,594	2436,456	0,132
Aterro de Castelo Branco	1,005	490,700	30,216	581,329	1,564	2232,746	0,058
Aterro de Avis	0,656	283,540	21,127	573,548	1,377	2232,034	0,044
Aterro de Abrantes	1,865	1001,128	52,612	600,502	2,023	2234,499	0,092
Aterro da Raposa	1,214	613,487	35,610	512,026	1,702	2137,657	0,067
Aterro da Chamusca	0,859	382,648	25,513	606,994	1,671	1195,742	0,057
Aterro do Oeste	0,337	97,651	12,975	601,776	1,133	1975,057	0,031
Aterro de Palmela	0,336	100,569	13,088	528,393	1,135	2671,145	0,030
Aterro do Seixal	0,298	77,934	12,095	527,543	1,114	2671,067	0,028
Aterro de Évora	0,527	217,768	18,241	534,471	1,214	2303,767	0,037
Aterro de Santiago do Cacém	1,018	496,859	30,491	573,856	1,531	3105,561	0,059
Aterro de Cuba	2,303	1248,032	63,467	602,547	2,363	1115,200	0,113
Aterro de Beja	1,085	528,680	31,901	525,992	1,622	3921,905	0,064
Aterro de Portimão	0,491	191,528	17,080	509,712	1,173	3626,763	0,036
Aterro de Loulé	0,467	177,226	16,453	509,174	1,160	3626,714	0,035

C. INDICADORES DO ECOBLOCK PARA CADA ATERRO

Tabela C.2: Indicadores para cada um dos 28 aterros considerados. Cenário PERSU II.

Aterro	WA	RE	LU	GH	PA	PW	PL
	m3 eq/ton RU	kg eq/ton RU	m2.a eq/ton RU	kg CO2 eq/ton RU	kg NOx eq/ton RU	kg N eq/ton RU	kg N eq/ton RU
Aterro de Valença	1,018	491,937	30,283	523,603	1,590	2571,628	0,060
Aterro de Viana do Castelo	0,501	193,865	17,190	507,769	1,235	2272,847	0,037
Aterro de Póvoa de Lanhoso	1,091	529,743	31,950	526,590	1,738	2025,896	0,064
Aterro do Alto Tâmega	0,997	476,359	29,605	517,277	1,592	2662,778	0,060
Aterro de Lousada	1,126	570,140	33,710	467,675	1,469	4892,091	0,061
Aterro de Penafiel	1,180	602,247	35,119	468,881	1,498	4892,201	0,064
Aterro de Gaia	0,376	123,316	14,088	498,528	1,159	2271,461	0,032
Aterro de Mirandela	0,872	399,914	26,244	598,604	1,515	4208,411	0,056
Aterro de Leiria	0,422	136,873	14,708	515,298	1,272	3904,933	0,037
Aterro de Aveiro	0,475	171,281	16,225	515,607	1,324	2307,661	0,038
Aterro de Coimbra	0,657	278,962	20,950	519,651	1,421	2308,030	0,045
Aterro da Figueira da Foz	0,840	387,880	25,729	523,743	1,519	2308,404	0,053
Aterro de Tondela	0,484	175,584	16,412	510,632	1,307	2615,671	0,039
Aterro do Fundão	2,821	1564,382	77,344	574,830	2,541	2889,327	0,132
Aterro de Castelo Branco	0,998	490,508	30,201	539,280	1,504	2648,043	0,057
Aterro de Avis	0,649	283,351	21,112	531,499	1,318	2647,332	0,043
Aterro de Abrantes	1,858	1000,926	52,596	558,452	1,964	2649,796	0,091
Aterro da Raposa	1,206	613,336	35,597	475,300	1,638	2507,274	0,065
Aterro da Chamusca	0,859	382,626	25,512	582,492	1,635	1475,801	0,057
Aterro do Oeste	0,331	97,507	12,964	549,755	1,081	2333,869	0,030
Aterro de Palmela	0,330	100,418	13,076	491,400	1,083	3259,564	0,029
Aterro do Seixal	0,292	77,783	12,083	490,549	1,063	3259,486	0,027
Aterro de Évora	0,519	217,636	18,230	487,451	1,156	2705,879	0,035
Aterro de Santiago do Cacém	1,013	496,741	30,482	530,816	1,481	3602,290	0,058
Aterro de Cuba	2,298	1247,913	63,458	568,456	2,307	1329,206	0,112
Aterro de Beja	1,081	528,563	31,892	484,404	1,564	4584,515	0,063
Aterro de Portimão	0,488	191,440	17,074	467,634	1,128	4537,348	0,036
Aterro de Loulé	0,464	177,138	16,446	467,096	1,115	4537,299	0,035



Caracterização do efluente pré-tratado do ASO

Tabela D.1: Caracterização do efluente pré-tratado do ASO em 2009.

Parâmetros	Unidades	Monitorização das Águas Residuais Tratadas Descarregadas no Colector Multimunicipal												Valor Limite de Descarga AdO(*)
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
pH	Escala de Sorensen	6,3	8,4	6,3	6,7	6,0	5,7	8,0	6,6	6,0	6,0	4,5	5,9	-
CQO	mg/l O ₂	1.800	1.300	1.100	1.600	1.500	1.600	1.600	1.900	1.900	2.100	1.900	2.000	1.200
CBO ₅	mg/l O ₂	23	81	9,2	5,3	7,1	6,1	18	53	20	17	23	61	800
SST	mg/l	600	230	230	150	240	210	610	370	530	660	930	690	-
Óleos e gorduras	mg/l	<2,8	<2,8	<2,8	<2,8	<2,8	0,18	<2,7	<2,7	<2,7	<2,7	<2,7	<2,7	-
Cloretos	mg/l Cl	-	-	-	-	-	-	4.300	3.300	3.300	3.900	1.900	1.700	-
AOX	mg/l Cl	-	-	-	-	-	-	-	-	0,70	1,08	-	-	-
COT	mg/l C	-	-	-	-	-	-	-	-	730	820	-	-	-
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	-	-	-	-	-	-	-	-	0,085	0,13	-	-	-
Azoto total	mg/l N	-	-	-	-	-	-	-	-	1.400	1.500	-	-	-
Fósforo total	mg/l P	-	-	-	8,3	-	-	-	-	6,9	9,1	-	-	-
Fluoretos	mg/l F	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,10	<0,10	-	-	-
Cianetos	mg/l CN	-	-	-	<0,010	-	-	-	-	0,090	0,020	-	-	-
Crómio total	mg/l Cr	-	-	-	0,49	-	-	-	-	0,62	0,80	-	-	-
Arsénio total	mg/l As	-	-	-	-	-	-	-	-	<0,40	<0,40	-	-	-
Níquel total	mg/l Ni	-	-	-	<0,20	-	-	-	-	0,22	0,26	-	-	-
Zinco total	mg/l Zn	-	-	-	0,26	-	-	-	-	0,26	0,35	-	-	-
Cádmio total	mg/l Cd	-	-	-	<0,050	-	-	-	-	-	<0,050	-	-	-
Chumbo total	mg/l Pb	-	-	-	<0,10	-	-	-	-	-	<0,10	-	-	-
Cobre total	mg/l Cu	-	-	-	<0,10	-	-	-	-	-	<0,10	-	-	-
Mercurio total	mg/l Hg	-	-	-	<0,0010	-	-	-	-	-	<0,0010	-	-	-

(*) – restantes características físico-químicas compatíveis com águas residuais domésticas nomeadamente em termos de metais pesados.

Tabela D.2: Caracterização do efluente pré-tratado do ASO em 2010.

Parâmetros	Unidades	Monitorização das Águas Residuais Tratadas Descarregadas no Colector Multimunicipal												Valor Limite de Descarga AdO(*)
		Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	
pH	Escala de Sorensen	8,0	8,3	8,2	7,8	7,3	6,5	8,1	4,8	5,3	5,9	5,2	8,1	-
CQO	mg/l O ₂	2.000	1.500	2.400	2.000	2.900	1.100	1900	2.000	2.400	2.700	2.500	2.400	1.200
CBO ₅	mg/l O ₂	86	18	<3,0	19	67	25	75	5,9	9,9	29	19	43	800
SST	mg/l	460	380	330	500	370	350	51000	450	600	470	610	970	-
Óleos e gorduras	mg/l	-	<2,7	<2,7	<2,7	<2,7	<2,7	-	<2,7	<2,7	<2,7	<2,7	<2,7	-
Cloreto	mg/l Cl	-	350	2.400	2.300	1.600	2.500	3.300	2.300	2.500	2.100	1.500	2.200	-
AOX	mg/l Cl	-	-	-	1,65	-	-	-	-	-	1,36	-	<0,050	-
COT	mg/l C	-	-	-	3300	-	-	-	-	-	1200	-	770	-
Fenóis	mg/l C ₆ H ₅ OH	-	-	-	0,10	-	-	0,075	-	-	0,10	-	0,44	-
Azoto total	mg/l N	-	-	-	2209	-	-	3792	-	-	1.435	-	1225	-
Fósforo	mg/l P	-	-	-	2,8	-	-	61	-	-	8,2	-	3,1	-
Fluoretos	mg/l F	-	-	-	<0,10	-	-	-	-	-	<0,10	-	<0,10	-
Cianetos	mg/l CN	-	-	-	0,019	-	-	0,053	-	-	0,024	-	<0,010	-
Crómio total	mg/l Cr	-	-	-	0,54	-	-	1,5	-	-	0,48	-	0,53	-
Arsénio total	mg/l As	-	-	-	0,092	-	-	<0,001	-	-	0,059	-	0,052	-
Níquel total	mg/l Ni	-	-	-	<0,20	-	-	-	-	-	<0,20	-	<0,20	-
Zinco total	mg/l Zn	-	-	-	0,18	-	-	-	-	-	0,33	-	0,29	-
Cádmio total	mg/l Cd	-	-	-	<0,050	-	-	-	-	-	<0,050	-	-	-
Chumbo total	mg/l Pb	-	-	-	<0,10	-	-	-	-	-	<0,10	-	-	-
Cobre total	mg/l Cu	-	-	-	<0,10	-	-	-	-	-	<0,10	-	-	-
Mercúrio total	mg/l Hg	-	-	-	<0,0010	-	-	-	-	-	<0,0010	-	-	-

(*) – restantes características físico-químicas compatíveis com águas residuais domésticas nomeadamente em termos de metais pesados.

Tabela D.3: Caracterização do efluente pré-tratado do ASO em 2011.

Parâmetros	06-Jan	25-Fev	16-Mar	13-Abr	11-Mai	30-Jun	29-Jul	24-Ago	21-Set	26-Out	16-Nov	14-Dez
pH (escala Sorensen)	8,1	8,5	8,5	8,6	8,4	8,9	8,6	8,8	8,8	8,7	8,3	8,3
Carência Bioquímica Oxigênio (mg O ₂ /L)	140	34	64	77	280	230	180	100	320	380	300	53
Carência Química Oxigênio (mg O ₂ /L)	2.000	1.900	1.900	2.363	2.400	2.100	2.700	3.700	2.600	4.400	1.085	2.600
Cloretos (mg Cl/L)	1.900	2.260	2.090	2.390	3.040	2.780	2.940	3.430	3.270	3.800	3.520	13
Azoto Total (mg N/L)	1328			496			940			611		
Óleos e Gorduras (mg/L)	<2,7	<5	66	<5	11	280	58	21	59,1	1,3	0,79	0,6
Carbono Orgânico Total (mg C/L)	260			505			774			1180		
Fenóis (mg C ₅ H ₅ OH/L)	0,059			0,05			0,05			0,01		
AOX (mg /L)	<0,050			1,54			0,42			2,36		
Fluoretos (mg F/L)	<0,050			<2,0			<2,0			<2		
Cobre (mg Cu/L)				<0,3						<0,3		
Fósforo (mg P/L)	3,8			9,5			9,4			11		
Mercúrio (mg Hg/L)				<0,0002						<0,01		
Sólidos Suspensos Totais (mg/L)	740	380	780	1321	860	280	290	861	140	440	670	780
Crômio Total (mg Cr/L)	0,45			1			0,6			<0,1		
Níquel (mg Ni/L)	<0,20			<0,5			<0,5			0,6		
Chumbo (mg Pb/L)				<1,0						<1,0		
Cianetos (mg CN/L)	0,063			<0,02			<0,02			0,030		
Arsênio (mg As/L)	0,52			0,126			0,168			0,194		
Zinco (mg Zn/L)	0,22			0,6			0,14			0,32		
Cádmio (mg Cd/L)				<0,10						<0,10		

Tabela D.4: Caracterização do efluente pré-tratado do ASO em 2012.

Parâmetros	27-jan	15-fev	07-mar	18-abr	16-mai	13-jun	11-jul	22-ago	28-set	10-out	13-nov	12-dez
pH (escala Sorensen)	8,3	8,0	8,2	8,1	7,7	8,0	6,8	7,4	7,1	8,0	8,5	8,6
Carência Bioquímica Oxigênio	137	46	38	40	42	101	<5	86	2.000	114	106	490
Carência Química Oxigênio	4.690	3.440	3.060	3.830	3.700	2.150	3.050	3.600	2.990	3.370	3.380	5.530
Cloretos	2.980	2.760	2.900	2.710	2.710	2.580	2.450	2.840	3.040	3.370	3.750	2.670
Azoto Total	1420			710			880			990		
Óleos e Gorduras	1,06	1,54	0,75	4,04	0,87	2,17	0,92	1,4	1,26	0,35	0,94	12,8
Carbono Orgânico Total	1190			801			516			736		
Fenóis	0,019			0,03			2,9			0,04		
AOX	1,88			3,44			4,42			1,47		
Fluoretos	<0,30			<0,3			<0,30			<0,30		
Cobre				0,26						<0,25		
Fósforo	9,4			7,1			6,5			5,3		
Mercúrio				0,00012						0,000248		
Sólidos Suspensos Totais	950	810	120	130	230	1020	620	560	1000	1040	39	610
Crômio Total	1,14			0,98			0,94			0,88		
Níquel	<0,50			<0,50			<0,50			<0,50		
Chumbo				<0,50						<0,50		
Cianetos	13,1			11,4			0,048			12,3		
Arsênio	0,102			0,0867			0,0504			0,0582		
Zinco	0,22			0,64			0,36			0,29		
Cádmio				<0,10						<0,10		